Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Starique de Cassin
Ptychoramphus aleuticus

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2014

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Starique de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 75 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Anne Harfenist d'avoir rédigé le rapport de situation sur le Starique de Cassin (Ptychoramphus aleuticus), aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Jon McCracken, coprésident du Sous-comité de spécialistes des oiseaux.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Cassin's Auklet *Ptychoramphus aleuticus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Starique de Cassin — Photo par Carita Bergman.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/701-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-23023-8

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun
Starique de Cassin

Nom scientifique
Ptychoramphus aleuticus

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Environ 75 % de la population mondiale de cet oiseau de mer qui niche à même le sol se retrouve en Colombie-Britannique. Dans l'ensemble, on estime que la population canadienne est en déclin, mais le suivi de la population a été insuffisant pour déterminer la taille et les tendances. L'espèce fait face aux menaces posées par les mammifères prédateurs qui ont été introduits sur les îles où elle se reproduit. Les prédateurs ont été retirés de certaines colonies de reproduction, mais il est probable qu'une gestion continue des prédateurs sera nécessaire pour maintenir l'espèce. L'espèce fait également face à d'autres menaces lorsqu'elle s'alimente en mer, incluant les effets à grande échelle des changements climatiques sur ses proies océaniques, et les risques posés par le mazoutage.

Répartition
Colombie-Britannique, Océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en novembre 2014.

COSEPAC
Résumé

Starique de Cassin
Ptychoramphus aleuticus

Description et importance de l'espèce sauvage

Le Starique de Cassin est un petit oiseau de mer gris de la famille des Alcidés. Environ 75 % à 80 % de sa population mondiale se reproduit en Colombie-Britannique. Près de la moitié de tous les oiseaux de mer nichant dans cette province sont des Stariques de Cassin.

L'espèce compte deux sous-espèces, le *Ptychoramphus aleuticus aleuticus* et le *P. a. australis*. Seule la première est présente au Canada.

Répartition

Les Stariques de Cassin vivent le long de la côte nord-américaine de l'océan Pacifique. Ils passent la majeure partie de leur temps en mer et ne viennent à terre que pour se reproduire. La plupart nichent dans des colonies situées dans des îles côtières réparties depuis les Aléoutiennes occidentales, en Alaska, jusqu'au centre de la Basse-Californie; l'espèce niche occasionnellement en Sibérie et dans les Kouriles (îles russes dont certaines sont cependant revendiquées par le Japon). En dehors de la période de reproduction, les Stariques de Cassin sont répartis principalement depuis le sud-est de l'Alaska jusqu'au centre de la Basse-Californie, des concentrations étant observées au large de la Californie.

Habitat

Les Stariques de Cassin nichent dans des îles n'abritant pas de mammifères prédateurs indigènes, comme des ratons laveurs et des visons. En Colombie-Britannique, la grande majorité des stariques nichent dans des terriers dans des milieux boisés ou exempts d'arbres. La plupart des terriers se trouvent à moins de 100 m du rivage. La quantité de milieu propice à la nidification de l'espèce a diminué au cours des 75 dernières années en raison d'introductions de mammifères prédateurs dans les îles abritant une colonie. Des modifications de la végétation ont aussi entraîné une réduction de la quantité d'habitat de nidification de haute qualité dans certaines îles depuis les années 1980.

En mer, le Starique de Cassin occupe deux domaines océaniques : le système du courant de Californie, qui s'étend de la pointe nord de l'île de Vancouver jusqu'au Mexique, et le système du courant d'Alaska, situé au nord du premier. L'habitat marin de l'espèce est très variable à de multiples échelles temporelles. Les processus atmosphériques ou océanographiques qui élèvent les températures de l'océan (p. ex. phases de l'oscillation décennale du Pacifique durant lesquelles les eaux sont chaudes) sont associés à une performance de reproduction réduite, et ceux qui causent des phénomènes climatiques extrêmes (p. ex. épisodes El Niño) peuvent réduire les taux de survie des adultes.

Biologie

Le nid ne compte qu'un seul œuf, qui est couvé par les deux parents en alternance journalière durant environ 38 jours. Après l'éclosion, les parents réintègrent le terrier chaque soir pour nourrir le poussin sur une période d'environ 45 jours. Le jeune est indépendant une fois le nid quitté.

Dans le système du courant de Californie, le succès reproducteur et la fécondité des Stariques de Cassin se trouvent réduits dans les années où les eaux sont chaudes en raison de baisses de la disponibilité de nourriture. La réduction du succès reproducteur est attribuée à une désynchronisation entre la période d'alimentation des poussins et le pic d'abondance des proies zooplanctoniques essentielles pour l'espèce, pic qui se produit plus tôt et dure moins longtemps dans les années où les eaux sont chaudes. En outre, les adultes survivent moins bien durant les épisodes climatiques extrêmes. Par ailleurs, dans le système du courant d'Alaska, les épisodes El Niño réduisent les taux de survie des Stariques de Cassin, mais n'ont pas d'effet sur leur performance de reproduction.

Taille et tendances des populations

La population mondiale de Stariques de Cassin est estimée à 3,57 millions d'individus nicheurs, dont environ 2,69 millions (75 %) nichent au Canada. L'île Triangle abrite la plus grande colonie du monde, qui compte à elle seule environ 55 % de la population mondiale. Au cours des 75 dernières années, des colonies ont été éliminées par des prédateurs introduits, soit des rats, des ratons laveurs et des visons. L'ampleur de la baisse des effectifs de l'espèce est largement inconnue parce qu'on ne dispose de données sur les effectifs que depuis moins de 30 ans.

Facteurs limitatifs et menaces

Les principales menaces pesant sur l'espèce sont les changements climatiques, les prédateurs introduits et les déversements d'hydrocarbures. Les changements climatiques devraient donner lieu à un réchauffement des températures océaniques et à un accroissement de la fréquence des épisodes El Niño, ces deux facteurs ayant des conséquences négatives sur la reproduction et la survie des Stariques de Cassin. Ces impacts devraient être particulièrement importants et immédiats dans le système du courant de Californie. Par ailleurs, les rats, les ratons laveurs et les visons ont des effets destructeurs notables sur les colonies, et ils pourraient peut-être même en éliminer certaines. Enfin, la menace que présente la contamination par les hydrocarbures issue de déversements chroniques ou catastrophiques est constante et devrait s'accroître s'il y avait augmentation de la circulation de navire en mer.

Protection, statuts et classements

Dans sa liste rouge, l'UICN place le Starique de Cassin dans la catégorie « préoccupation mineure », et NatureServe lui attribue à l'échelle mondiale le statut de conservation « apparemment non en péril ». Aux échelles nationale et provinciale, la population reproductrice est considérée comme de vulnérable à en péril, tandis que la population non reproductrice est considérée comme apparemment non en péril. L'espèce a été placée sur la liste bleue de la Colombie-Britannique en tant qu'espèce préoccupante. Elle figure aussi dans cette province comme espèce désignée dans la stratégie de gestion des espèces sauvages désignées (Identified Wildlife Management Strategy) établie en vertu de la *Forest Range and Practices Act*. Une seule colonie de nidification (renfermant moins de 1 % de la population) ne bénéficie pas d'une protection officielle en Colombie-Britannique.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Ptychoramphus aleuticus

Starique de Cassin — Cassin's Auklet

Présence au Canada : Colombie-Britannique, océan Pacifique

Données démographiques

Durée d'une génération (habituellement l'âge moyen des parents dans la population) Plage de 6 à 8 ans, avec 7 ans comme moyenne; selon les lignes directrices de l'UICN (IUCN, 2011).	7 ans
Y a-t-il un déclin continu [inféré] du nombre total d'individus matures? Une baisse du nombre d'individus matures est inférée sur la base de la baisse de nombre de terriers dans les parcelles de suivi permanentes dans la plus grande colonie (les taux d'occupation n'ont pas été mesurés); les parcelles renfermaient environ 0,2 % du nombre total de terriers dans la colonie quand elles ont été établies en 1989. La baisse est extrapolée seulement aux colonies du système du courant de Californie. L'existence de baisses est également indiquée par les connaissances traditionnelles autochtones.	Oui, pour les oiseaux nichant au voisinage des côtes nord et ouest de l'île de Vancouver.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [2 générations]. Le taux de déclin devrait varier en fonction des cycles naturels du milieu marin; la périodicité de ces cycles n'est pas précise.	Inconnu
Pourcentage [inféré] [de réduction] du nombre total d'individus matures au cours des dernières [3 générations]. Il est actuellement difficile de préciser un taux de déclin général, particulièrement du fait qu'on ne sait pas dans quelle mesure la population pourrait osciller, au lieu de montrer une trajectoire linéaire. Un taux de déclin d'environ 30 % pour la population canadienne pourrait être inféré de la baisse de 40 % du nombre de terriers à une grande colonie (taux d'occupation inconnu) qui se trouve dans le système du courant de Californie. Cette baisse de 40 % est extrapolée seulement aux colonies du système du courant de Californie, qui représentent environ 75 % de la population canadienne. Le reste de la population canadienne est présumé stable.	Taux de déclin inconnu
Pourcentage [présumé] [de réduction] du nombre total d'individus matures au cours des prochaines [3 générations]. Des baisses sont probables, vu le réchauffement continu de l'océan et d'autres menaces. Le taux de réduction sera probablement plus faible dans le futur proche étant donné que l'oscillation décennale du Pacifique entre dans une phase d'eaux froides. Les pertes futures dues à des prédateurs introduits ne sont pas quantifiables, et on ne peut dire si elles se produiraient au cours des trois prochaines générations.	Inconnu
Pourcentage [inféré] [de réduction] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [3 générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu

Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Les contributions relatives des changements climatiques et de la variation cyclique naturelle des conditions océaniques au déclin observé (1989-2009) sont indéterminées. Le réchauffement anthropique de l'océan n'est pas réversible à court terme. Les prédateurs introduits peuvent être éradiqués des îles abritant une colonie, mais demeureront une menace si des mesures de gestion les concernant ne sont pas appliquées de façon continue.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Le nombre total d'individus matures nicheurs change rapidement (en réaction aux phénomènes météorologiques extrêmes) et fréquemment (environ une fois par génération), mais la variation n'est habituellement pas de plus d'un ordre de grandeur.	Non

Information sur la répartition

Zone d'occurrence estimée Calculée avec la méthode du plus petit polygone convexe, sur la base de la localisation des colonies existantes.	67 100 km²
Indice de zone d'occupation (IZO) Calculé à partir du nombre de mailles de grille de 2 km x 2 km, sur la base de la localisation des colonies; comme la colonie de l'île Triangle chevauche deux mailles, elle compte pour deux mailles dans l'indice.	228 km²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non
Nombre de localités* D'après le nombre de colonies existantes, qui est de 62. Les colonies sont chacune considérées comme des localités distinctes parce que certaines des menaces pesant sur les oiseaux, dont la menace grave que constituent les prédateurs introduits, sont propres à chacune des colonies.	> 10
Y a-t-il un déclin continu [prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [prévu] de l'indice de zone d'occupation? On prévoit des déclins des aires de nidification en raison de baisses d'effectifs et de modifications de la végétation induites par le climat. La disparition ou des déclins importants de colonies sont prévus par suite d'introductions de prédateurs non indigènes, à moins que des mesures continues de lutte contre ces prédateurs ne soient appliquées avec succès.	Oui
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? L'ensemble de l'effectif canadien est considéré comme appartenant à une seule population.	Sans objet

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? Des disparitions dues à des prédateurs introduits sont possibles, mais on ne peut en déterminer la probabilité.	Possible
Y a-t-il un déclin continu [prévu] de [la superficie et de la qualité] de l'habitat? On prévoit que la qualité de l'habitat marin dans le système du courant de Californie va continuer de diminuer en raison du réchauffement de l'océan; on prévoit que la disponibilité d'habitat de nidification de grande qualité va continuer de diminuer du fait de modifications de la végétation; on prévoit aussi qu'il y aura perte d'habitat à cause de prédateurs introduits.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Sans objet
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**Nombre d'individus matures**
Nombre total d'individus reproducteurs (un nombre inconnu d'individus matures qui ne se reproduisent pas pourrait être présent dans la population). D'après des relevés effectués entre 1977 et 2011. Les estimations de population issues des relevés effectués avant les années 1980 sont hautement incertaines. Quoi qu'il en soit, la population canadienne compte probablement entre un et trois millions d'individus.	2 689 000

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % en 20 ans ou 5 générations, ou 10 % en 100 ans].	Non disponible

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Menaces connues :

- Réchauffement de l'océan et changements climatiques
- Prédateurs introduits
- Phénomènes climatiques extrêmes
- Modifications de la végétation induites par le climat
- Déversements d'hydrocarbures chroniques ou catastrophiques
- Transport maritime
- Perturbations par des humains

Menaces futures possibles :

- Développement pétrolier et gazier extracôtier
- Éoliennes extracôtières

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur? Seulement environ 25 % de la population se trouve à l'extérieur du Canada. En Californie, la plus grande colonie a connu un déclin de 85 % depuis 1971; le taux annuel de diminution a été de 2,4 % après 1991. La population d'Alaska pourrait avoir augmenté depuis plusieurs décennies par suite de l'éradication des prédateurs introduits dans bon nombre d'îles.	Population californienne en baisse; situation des populations des États d'Oregon et de Washington inconnue; absence de données de tendance pour l'Alaska
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? La diminution de la qualité de l'habitat marin dans le système du courant de Californie est une menace grave.	Oui dans le système du courant d'Alaska; non dans le système du courant de Californie
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? Les conditions marines causant la baisse de population persisteront si le réchauffement océanique n'est pas renversé. Par conséquent, l'immigration dans la portion de la population se trouvant dans le système du courant de Californie est peu probable. Les populations du sud sont presque certainement en baisse, de sorte que l'immigration depuis cette région est peu probable. Un rétablissement a été rapporté dans des îles d'où les prédateurs introduits ont été éradiqués, mais a été très lent en Colombie-Britannique. La forte fidélité au site de nidification et la faible dispersion natale laissent penser que l'immigration depuis l'Alaska serait lente.	Possibilité depuis l'Alaska

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

COSEPAC :
Espèce désignée préoccupante en novembre 2014

Statut et justification de la désignation

Statut : espèce préoccupante	**Code alphanumérique :** sans objet

Justification de la désignation :
Environ 75 % de la population mondiale de cet oiseau de mer qui niche à même le sol se retrouve en Colombie-Britannique. Dans l'ensemble, on estime que la population canadienne est en déclin, mais le suivi de la population a été insuffisant pour déterminer la taille et les tendances. L'espèce fait face aux menaces posées par les mammifères prédateurs qui ont été introduits sur les îles où elle se reproduit. Les prédateurs ont été retirés de certaines colonies de reproduction, mais il est probable qu'une gestion continue des prédateurs sera nécessaire pour maintenir l'espèce. L'espèce fait également face à d'autres menaces lorsqu'elle s'alimente en mer, incluant les effets à grande échelle des changements climatiques sur ses proies océaniques, et les risques posés par le mazoutage.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Les taux de déclin ne peuvent être calculés pour le moment et ne dépassent probablement pas les seuils.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La superficie de l'aire de répartition est supérieure aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. La taille de la population dépasse les seuils.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. La population et la répartition dépassent les seuils.
Critère E (analyse quantitative) : Non réalisée.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Starique de Cassin
Ptychoramphus aleuticus

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE 5
Nom et classification 5
Description morphologique 5
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Unités désignables 7
Importance de l'espèce 7
Connaissances traditionnelles autochtones concernant l'espèce et importance de cette dernière pour les Premières Nations 8
RÉPARTITION 9
Aire de répartition mondiale 9
Aire de répartition canadienne 10
Zone d'occurrence et zone d'occupation 14
Activités de recherche 14
HABITAT TERRESTRE (NIDIFICATION) 15
Besoins en matière d'habitat terrestre 15
Tendances en matière d'habitat terrestre 16
HABITAT MARIN 17
Besoins en matière d'habitat marin 17
Tendances en matière d'habitat marin 19
BIOLOGIE 21
Cycle biologique, reproduction et démographie 22
Phénologie 24
Reproduction 24
Survie 26
Recrutement, fécondité et propension à la reproduction 26
Durée d'une génération 27
Régime alimentaire 27
Physiologie et adaptabilité 29
Dispersion et migration 30
Relations interspécifiques 30
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 31
Activités et méthodes d'échantillonnage 32
Effectifs 34
Fluctuations et tendances 34
Immigration de source externe 38
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES 38
Pollution par les hydrocarbures et d'autres contaminants 39
Réchauffement de l'océan et changements climatiques 40

Espèces introduites 41
Modification de la végétation 44
Transport maritime 44
Pêches 44
Activités humaines diverses 45
Développement énergétique extracôtier 46
Nombre de localités 46
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 46
Statuts et protection juridiques 46
Statuts et classements non juridiques 48
Protection et propriété de l'habitat 48
Conclusions concernant les statuts et la protection juridiques 49
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 50
Remerciements 50
Experts contactés 51
Sources d'information 51
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT 67
COLLECTIONS EXAMINÉES 67

Liste des figures

Figure 1. Aire de reproduction du Starique de Cassin. 6
Figure 2. Répartition et abondance en mer du Starique de Cassin cartographiées à partir de données de la base de données sur les oiseaux de mer pélagiques du Pacifique Nord (North Pacific Pelagic Seabird Database) (Drew et Piatt, 2013) 9
Figure 3. Localisation et taille relative des colonies de Stariques de Cassin en Colombie-Britannique 11
Figure 4. Densités de Stariques de Cassin en mer à moins de 150 km de toute terre durant la période de reproduction (15 mars – 31 juillet) en Colombie-Britannique (McKibbin, 2013b) 12
Figure 5. Densités de Stariques de Cassin en mer à moins de 150 km de toute terre en dehors de la période de reproduction (1er août – 14 mars) en Colombie-Britannique (McKibbin, 2013a) 13
Figure 6. Principaux courants et domaines océanographiques dans le Pacifique Nord-Est (d'après Bertram *et al.*, 2009). 18

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations régionales des populations nicheuses de Stariques de Cassin nicheurs. 7

Tableau 2. Paramètres démographiques pour le Starique de Cassin. Des estimations sont présentées pour la Colombie-Britannique concernant les localités pour lesquelles des données existent; les données canadiennes sont complémentées par des valeurs provenant des Îles Farallon, situées en Californie. 22

Tableau 3. Colonies britanno-colombiennes de Stariques de Cassin touchées par des prédateurs introduits (Rodway *et al.*, 1990b; Gaston et Masselink 1997; Harfenist *et al.*, 2002). 42

Tableau 4. Types de protection pour les sites de nidification des Stariques de Cassin en Colombie-Britannique (fondé sur Harfenist *et al.* [2002] et augmenté). 47

Liste des annexes

Annexe 1. Annexe 1. Nombre estimé de nicheurs aux colonies canadiennes connues. Les estimations sont fondées sur les résultats des derniers relevés réalisés aux sites concernés. Sources des données : Rodway *et al.*, 1988, 1990a, b, 1994; Rodway et Lemon, 1990, 1991a, b; Harfenist, 1994; Gaston et Masselink, 1997; Regehr *et al.*, 2007; Carter *et al.*, 2012; M. Lemon, comm. pers. 68

Annexe 2. Tableau d'évaluation des menaces pour le Starique de Cassin. Évaluation réalisée par Ruben Boles, Alan Burger, Dave Fraser, Anne Harfenist, Ken Morgan, Jon McCracken, Julie Perrault et Mary Sabine le 25 juin 2014. Les cases associées aux menaces jugées non pertinentes pour l'espèce sont laissées vides. 71

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Nom et classification

Le Starique de Cassin, *Ptychoramphus aleuticus*, appartient à la classe des Oiseaux, à l'ordre des Charadriiformes et à la famille des Alcidés (AOU, 1957). Son nom anglais est *Cassin's Auklet*. Parmi ses noms autochtones, on compte *hajaa* en haïda du Sud, *hadjá* en haïda du Nord, *Maamaati* (oiseau) en nuuh-chah-nulth, et *spyu* en nuxalk. L'espèce compte deux sous-espèces, le *P. a. aleuticus* et le *P. a. australis*. Seule la première est présente au Canada.

Description morphologique

Le Starique de Cassin est un oiseau marin compact de petite taille (150-200 g) aux ailes courtes. Son plumage est gris foncé sur ses parties supérieures, passe graduellement au gris pâle vers ses parties inférieures et est blanc sur le ventre; de petits croissants blancs sont présents au-dessus et au-dessous de l'œil. Le plumage nuptial et le plumage de base (hivernal) sont similaires, et le dimorphisme sexuel est subtil : chez les adultes, le bec des mâles est plus épais que celui des femelles (Nelson, 1981). La couleur de l'iris varie avec l'âge. Les poussins ont des iris bruns, la couleur évoluant vers le blanc sur plusieurs années; la plupart des adultes nicheurs ont des iris blancs (Manuwal, 1978).

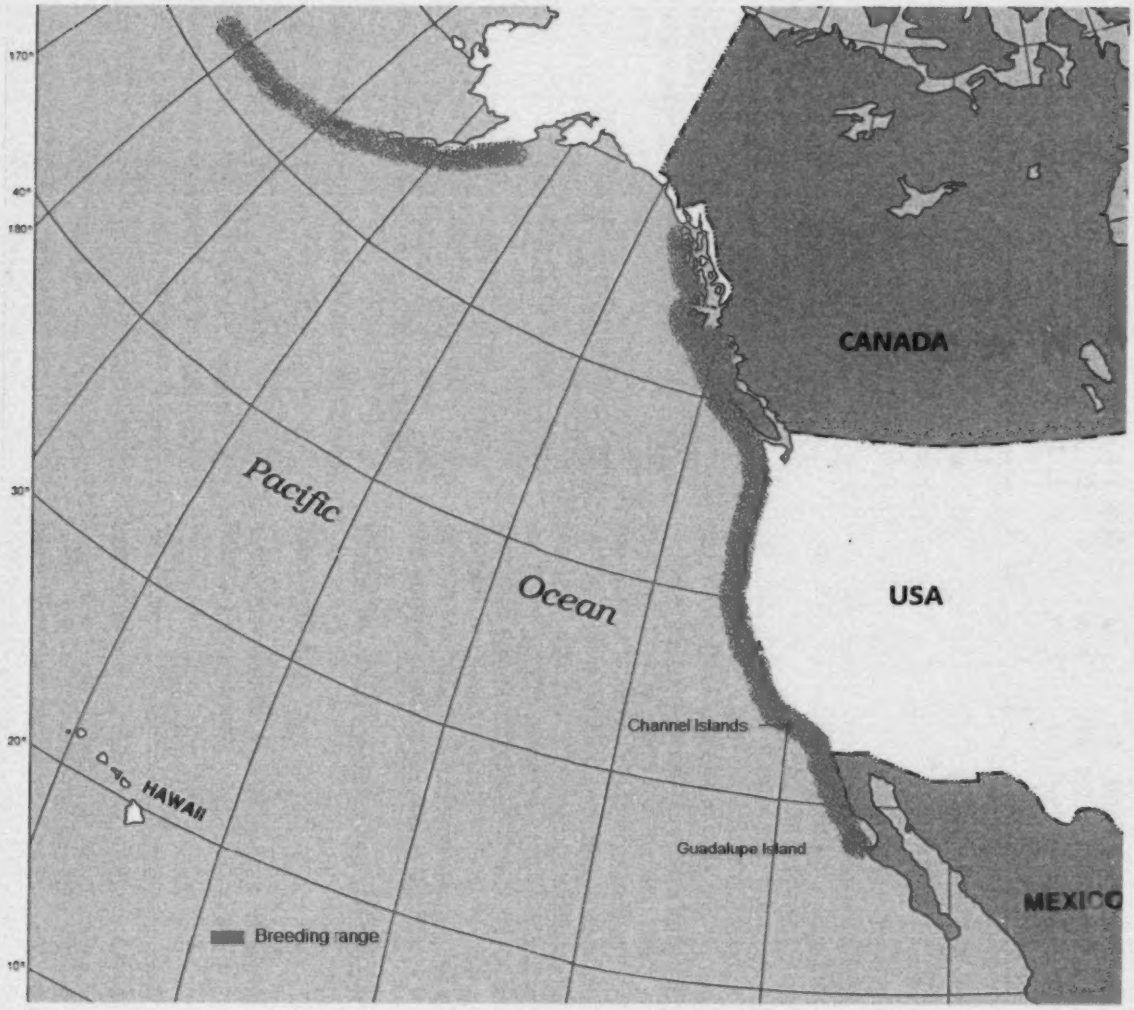
Les deux sous-espèces sont morphologiquement similaires, mais la sous-espèce méridionale est plus petite. La masse corporelle des adultes va en s'accroissant de la Basse-Californie au nord de la Californie; la taille des individus de Colombie-Britannique et d'Alaska est similaire à celle des individus du nord de la Californie (Ainley *et al.*, 2011).

Structure spatiale et variabilité de la population

Deux sous-espèces du *P. aleuticus* sont reconnues : le *P. a. aleuticus*, qui niche des Aléoutiennes, en Alaska, à l'île Guadalupe, en Basse-Californie, et le *P. a. australis*, qui niche plus au sud, de l'île San Benito aux îles Asuncion et San Roque, en Basse-Californie (figure 1; Ainley *et al.*, 2011).

Wallace *et al.* (sous presse) ont récemment réalisé la première caractérisation de la structure génétique des populations de Stariques de Cassin, qui révèle que les deux sous-espèces sont génétiquement différenciées. Cependant, les oiseaux nichant dans les îles Channel, dans le sud de la Californie, considérés actuellement comme appartenant à la sous-espèce *P. a. aleuticus*, sont génétiquement plus proches du *P. a. australis*. Aucune autre différenciation génétique n'a été observée au sein du groupe d'oiseaux du nord, ni au sein du groupe du sud. Selon Wallace *et al.* (sous presse), les deux groupes génétiques devraient être traités comme des unités désignables distinctes.

Wallace *et al.* (sous presse) ont estimé qu'il y a un flux génique significatif du groupe d'oiseaux du nord vers celui du sud. Selon eux, les deux groupes ne constitueraient pas des unités évolutionnaires significatives distinctes.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Pacific Ocean = Océan Pacifique
USA = É.-U.
Channel Islands = Îles Channel
Guadalupe Island = Île Guadalupe
Breeding range = Aire de reproduction
MEXICO = MEXIQUE

Figure 1. Aire de reproduction du Starique de Cassin.

Unités désignables

La structure génétique de l'espèce, telle qu'établie par Wallace *et al.* (sous presse; voir la section précédente), laisse penser que les Stariques de Cassin de Colombie-Britannique constituent une seule unité désignable.

Importance de l'espèce

Le Canada (la Colombie-Britannique) abrite 75 % à 80 % de la population mondiale de Stariques de Cassin nicheurs (tableau 1). Par ailleurs, les Stariques de Cassin représentent 48 % de la population totale d'oiseaux de mer nicheurs de Colombie-Britannique (McFarlane Tranquilla *et al.*, 2007).

Tableau 1. Estimations régionales des populations nicheuses de Stariques de Cassin nicheurs.

Région	Nombre de nicheurs	Nombre de colonies [a]	Sources
Alaska	370 490 [b]	58	USFWS, 2013
Colombie-Britannique	2 688 912	62	Rodway, 1991; Harfenist, 1994; Gaston et Masselink, 1997; Regehr *et al.*, 2007; Carter *et al.*, 2012
Washington	88 104 [c]	7 [c]	Speich et Wahl, 1989
Oregon	70 [d]	4 [d]	Kocourek *et al.*, 2009
Californie [e]	41 544 [f]	16	Carter *et al.*, 1992; Warzybok *et al.*, 2004; Adams, 2008; Cunha, 2010; Whitworth *et al.*, 2012
Basse-Californie [e]			Carter *et al.*, 2006a, b; Wolf *et al.*, 2006; Maria Félix- Lizárraga, comm. pers.
P.a. aleuticus	> 61 400 [f]	5	
P.a. australis	> 75 334 [g]	3	

[a] Les colonies disparues ne sont pas incluses.

[b] Ce total comprend les estimations pour les colonies de 343 540 individus nicheurs et 27 350 individus; estimations non disponibles pour certaines colonies.

[c] Quelque 20 000 oiseaux additionnels pourraient nicher dans l'État de Washington à d'autres sites (Speich et Wahl, 1989).

[d] Résultats issus de relevés effectués en 1988; les relevés ultérieurs utilisaient des méthodes connues pour sous-estimer les effectifs d'oiseaux nichant dans des terriers.

[e] Des résultats d'études récentes laissent penser que les stariques du sud de la Californie et de la Basse-Californie sont de la sous-espèce *P. a. australis* (Wallace *et al.*, sous presse).

[f] Les estimations de « petits nombres » ne sont pas incluses dans le total.

[g] On ne dispose pas d'estimations pour les îles desquelles ont été éradiqués les prédateurs introduits.

Le Starique de Cassin, espèce indicatrice prioritaire pour le Service canadien de la faune (Gebauer, 2003), est surveillé par les autorités de la réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas comme indicateur de la santé de l'écosystème littoral (Sloan, 2007). Les Premières Nations Hesquiaht, Ahousaht et Tla-o-qui-aht l'utilisent aussi comme indicateur des impacts des changements climatiques (Lerner, 2011).

Connaissances traditionnelles autochtones concernant l'espèce et importance de cette dernière pour les Premières Nations

Le Starique de Cassin est l'un de plusieurs oiseaux de mer qui entraient dans l'alimentation des peuples autochtones de la côte de la Colombie-Britannique. Selon les connaissances traditionnelles et des excavations archéologiques de tas de détritus, des adultes et des œufs étaient consommés à Haida Gwaii (voir p. ex. Blackman [1979], Ellis [1991], Szpaka *et al.* [2009]). L'espèce était l'un des principaux éléments du régime alimentaire, avec le Guillemot à cou blanc (*Synthliboramphus antiquus*) et la sauvagine, selon des aînés haïdas (Blackman, 1979; Ellis, 1991). Les restes de Stariques de Cassin étaient les restes d'oiseaux les plus communément récupérés durant les excavations, ce qui indique que l'espèce a été une ressource importante sur une longue période (Fedje et Mathewes, 2005). À un site archéologique d'anciens détritus du sud de Haida Gwaii, environ 39 % des restes d'oiseaux trouvés provenaient de Stariques de Cassin (Fedje *et al.*, 2001). Acheson (1998) avait signalé la présence de petits alcidés dans d'anciens tas de détritus excavés dans le sud de Haida Gwaii; la plupart de ces petits alcidés ont ultérieurement été identifiés comme étant des Stariques de Cassin (R. Wigen, comm. pers.).

Les Stariques de Cassin étaient recherchés même s'ils étaient plus petits, moins abondants et plus difficiles à chasser et à plumer que les Guillemots à cou blanc (Ellis, 1991). Les chasseurs pouvaient trouver des Stariques de Cassin adultes plus tard dans la saison, par rapport aux Guillemots à cou blanc adultes, parce que les poussins des stariques se développent en terrier.

Les Kwakwaka'wakw et les Tsimshian du Nord faisaient un usage traditionnel d'oiseaux de mer et de leurs œufs, mais les sources n'indiquent pas de quelles espèces il s'agissait (Stewart et Stewart, 1996; http://en.wikipedia.org/wiki/Kwakwaka'wakw).

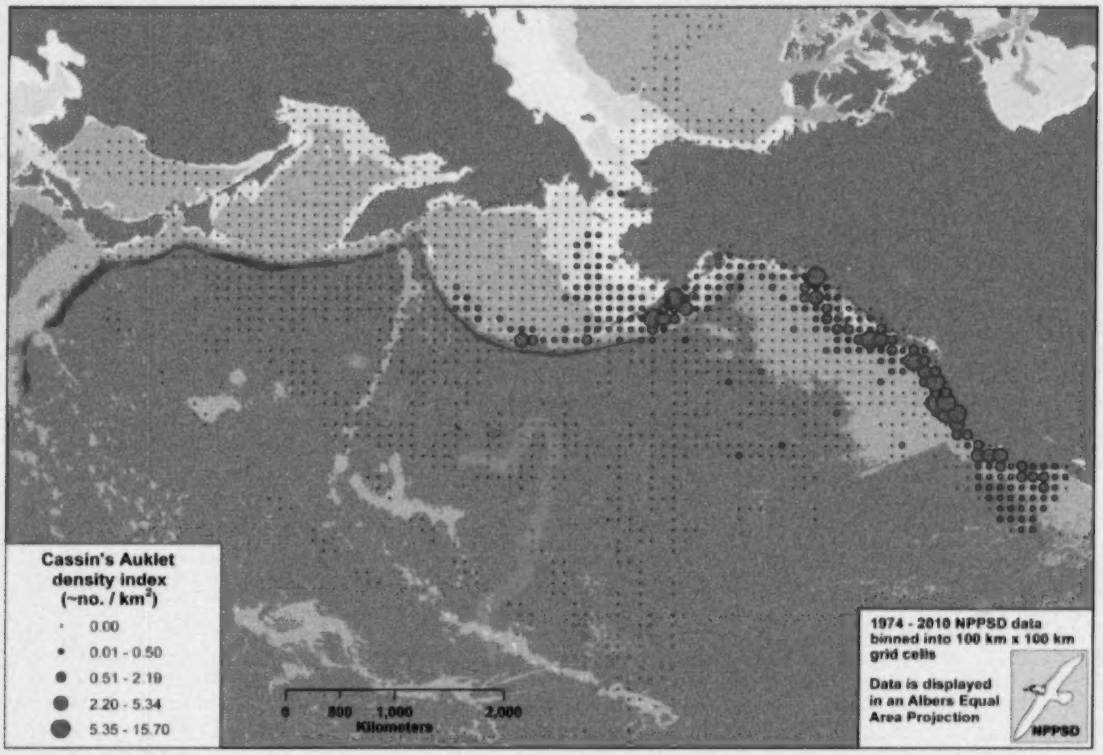
L'analyse des détritus archéologiques indique que le Starique de Cassin constituait une ressource pour les peuples autochtones depuis les Aléoutiennes jusque dans le sud de la Californie (voir p. ex. Porcasi [1999], Pirie-Hay [2011]).

Lors d'excavations réalisées dans les îles Forrester, juste au nord de la frontière canado-américaine en Alaska, Moss (2007) a découvert que les Haïdas, les Tlingit et leurs ancêtres exploitaient des oiseaux de mer, et que le Starique de Cassin était l'une des espèces les plus prisées. Heath (1915) avait aussi rapporté que l'espèce constituait une importante source alimentaire à l'île Forrester.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La répartition pélagique du Starique de Cassin est présentée à la figure 2. L'espèce niche dans des îles depuis l'île Buldir, dans les Aléoutiennes occidentales, en Alaska, jusqu'au centre de la Basse-Californie, au Mexique, avec une interruption entre l'île Kodiak et la baie du Prince-William, en Alaska (figure 1); elle est aussi occasionnellement signalée en Sibérie et dans les Kouriles (îles russes dont certaines sont cependant revendiquées par le Japon) (Gaston et Jones, 1998; Ainley *et al.*, 2011).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Cassin's Auklet density index (~no./km^2) = Indice de densité de Stariques de Cassin (~n^{bre}/km^2)

Kilometers = kilomètres

1974 – 2010 NPPSD data binned... = Les données du NPPSD de 1974 à 2010 ont été groupées suivant des mailles de grille de 100 km x 100 km.

Data is displayed... = Les données sont présentées dans une projection d'Albers.

Figure 2. Répartition et abondance en mer du Starique de Cassin cartographiées à partir de données de la base de données sur les oiseaux de mer pélagiques du Pacifique Nord (North Pacific Pelagic Seabird Database) (Drew et Piatt, 2013).

L'aire de reproduction actuelle de l'espèce est à peu près semblable à celle décrite au 19e siècle (Ainley *et al.*, 2011). Toutefois, des Stariques de Cassin étaient autrefois observés en petit nombre plus à l'ouest dans les Aléoutiennes, près des îles Near (Clark [1910] cité dans Springer *et al.*, 1993). À l'intérieur de l'aire de reproduction de l'espèce, il y a eu disparition de nombreuses colonies (voir p. ex. Springer *et al.* [1993], Wolf *et al.* [2006]), mais certaines des îles concernées ont vu des populations nicheuses s'y rétablir (Regehr *et al.*, 2007; Whitworth *et al.*, 2012; M. Félix-Lizárraga, comm. pers.).

Entre les périodes de reproduction, les Stariques de Cassin passent le plus clair de leur temps en mer, où leur répartition est mal connue. Dans un compte rendu récent, Ainley *et al.* (2011) ont affirmé que les nicheurs du nord se déplacent vers le sud, tandis que ceux du centre de la Californie demeurent dans ce secteur toute l'année. En dehors de la période de reproduction, l'espèce est signalée du sud-est de l'Alaska jusqu'en Basse-Californie (voir p. ex. Briggs *et al.* [1987], McKibbin [2013b]). Les effectifs sont probablement de beaucoup réduits dans le centre et l'ouest des Aléoutiennes et dans le golfe d'Alaska en hiver (USFWS, 2006; Renner *et al.*, 2008).

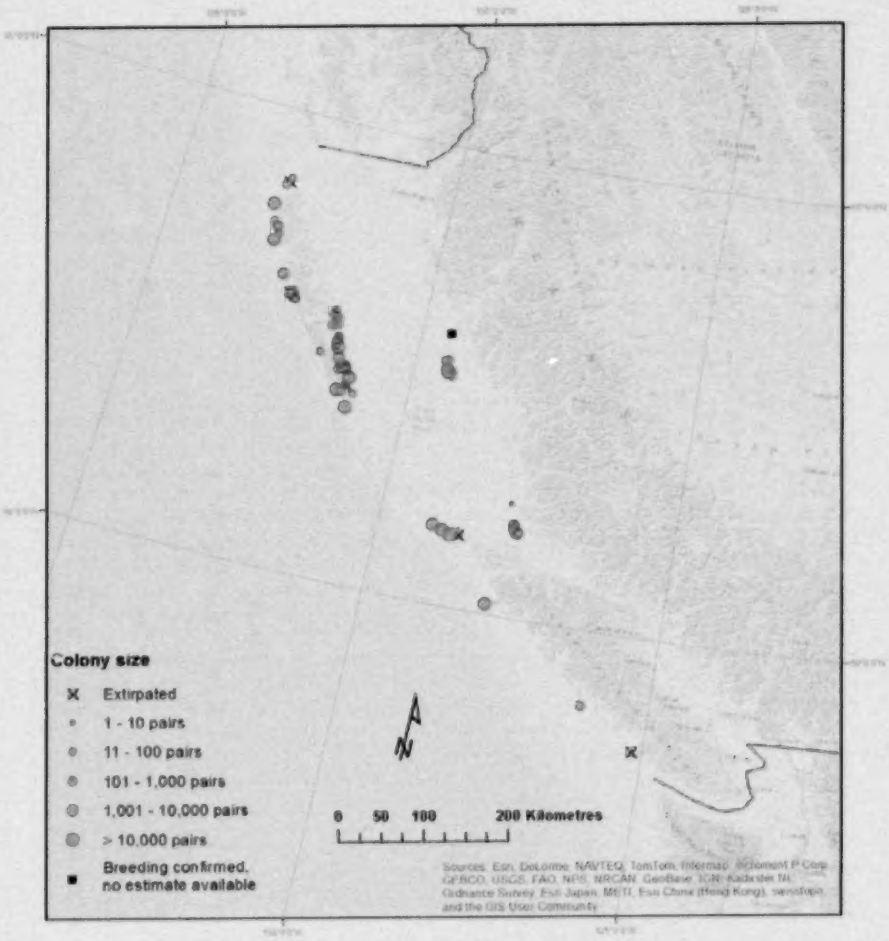
Aire de répartition canadienne

Les Stariques de Cassin nichent dans 62 îles ou groupes d'îles situés dans les eaux côtières de Haida Gwaii, du nord et de l'ouest de l'île de Vancouver et de la portion nord de la côte continentale (figure 3). Comme il a déjà été mentionné, de 75 % à 80 % de la population mondiale de l'espèce niche en Colombie-Britannique.

L'aire de reproduction canadienne de l'espèce s'est légèrement rétrécie au cours du dernier siècle du fait de la disparition de colonies dans l'île Langara, dans le nord-ouest de Haida Gwaii, et aux rochers Seabird, dans les eaux du sud-ouest de l'île de Vancouver. Les oiseaux ont cependant recolonisé l'île Langara au cours des deux dernières décennies grâce à l'éradication des rats (*Rattus* spp.) (Regehr *et al.*, 2007). Par ailleurs, une colonie découverte en 1988 dans les îles Glide pourrait représenter une expansion vers le nord, mais il est possible que cette petite colonie n'ait pas été remarquée lors de relevés réalisés avant cette date (M. Lemon, comm. pers.).

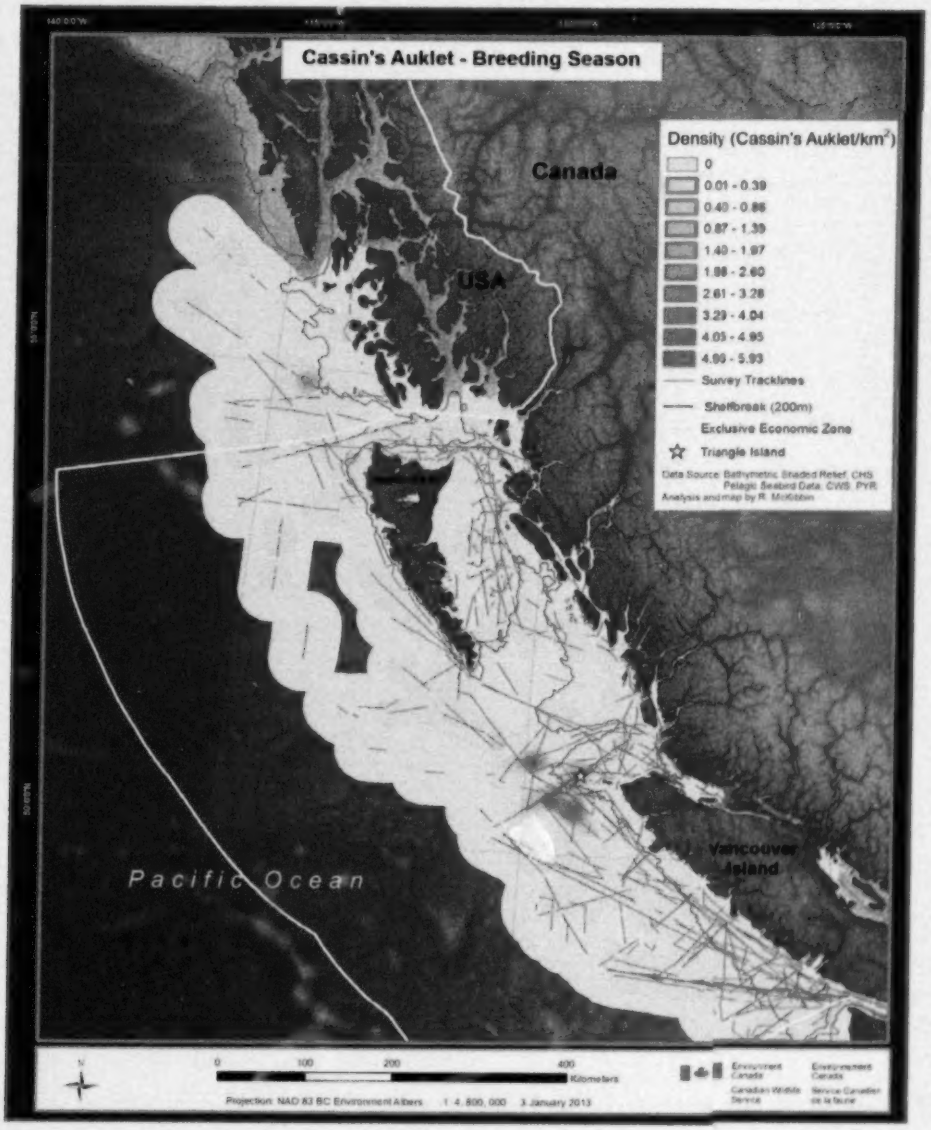
L'aire de répartition de l'espèce en mer ne peut être décrite qu'en termes généraux parce que les relevés n'ont couvert qu'une faible portion des eaux océaniques canadiennes (Kenyon *et al.*, 2009). Le Starique de Cassin est présent un peu partout dans une grande partie des eaux canadiennes du Pacifique (figure 2). On ne compte que des mentions éparses pour le détroit de Georgia (Campbell *et al.*, 1990). Des estimations des densités de Stariques de Cassin fondées sur des relevés en mer réalisés à moins de 150 km des côtes durant la période de reproduction (15 mars – 31 juillet) et en dehors de la période de reproduction (1er août – 14 mars) sont présentées aux figures 4 et 5, respectivement. Ces estimations ont été produites par analyse de données sur la répartition et les effectifs au moyen d'une fonction de lissage des noyaux de densité (voir Nur *et al.* [2011a] et Sydeman *et al.* [2012] pour la description des méthodes).

On n'observe pas de Stariques de Cassin visiteurs à l'intérieur des terres (Gaston et Jones, 1998).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
BRITISH COLUMBIA = COLOMBIE-BRITANNIQUE
Queen Charlotte Sound = Bassin de la Reine-Charlotte
Vancouver Island Ranges = Chaînons de l'île de Vancouver
Colony Size = Taille des colonies
Extirpated = Disparue
Pairs = couples
Breeding confirmed, no estimate available = Nidification confirmée,effectif non estimé
Kilometres = kilomètres

Figure 3. Localisation et taille relative des colonies de Stariques de Cassin en Colombie-Britannique.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Cassin's Auklet – Breeding Season = Starique de Cassin – Période de reproduction

USA = E.-U.

Pacific Ocean = Océan Pacifique

Vancouver Island = Île de Vancouver

Density (Cassin's Auklet/km²) = Densité (Stariques de Cassin/km²)

Survey Tracklines = Transects de relevé

Shelfbreak (200m) = Rebord du plateau continental (200 m)

Exclusive Economic Zone = Zone économique exclusive

Triangle Island = Île Triangle

Data Source : Bathymetric... = Source des données : image bathymétrique en relief par ombres portées, SHC. Données sur les oiseaux de mer pélagiques, SCF, Région du Pacifique et du Yukon

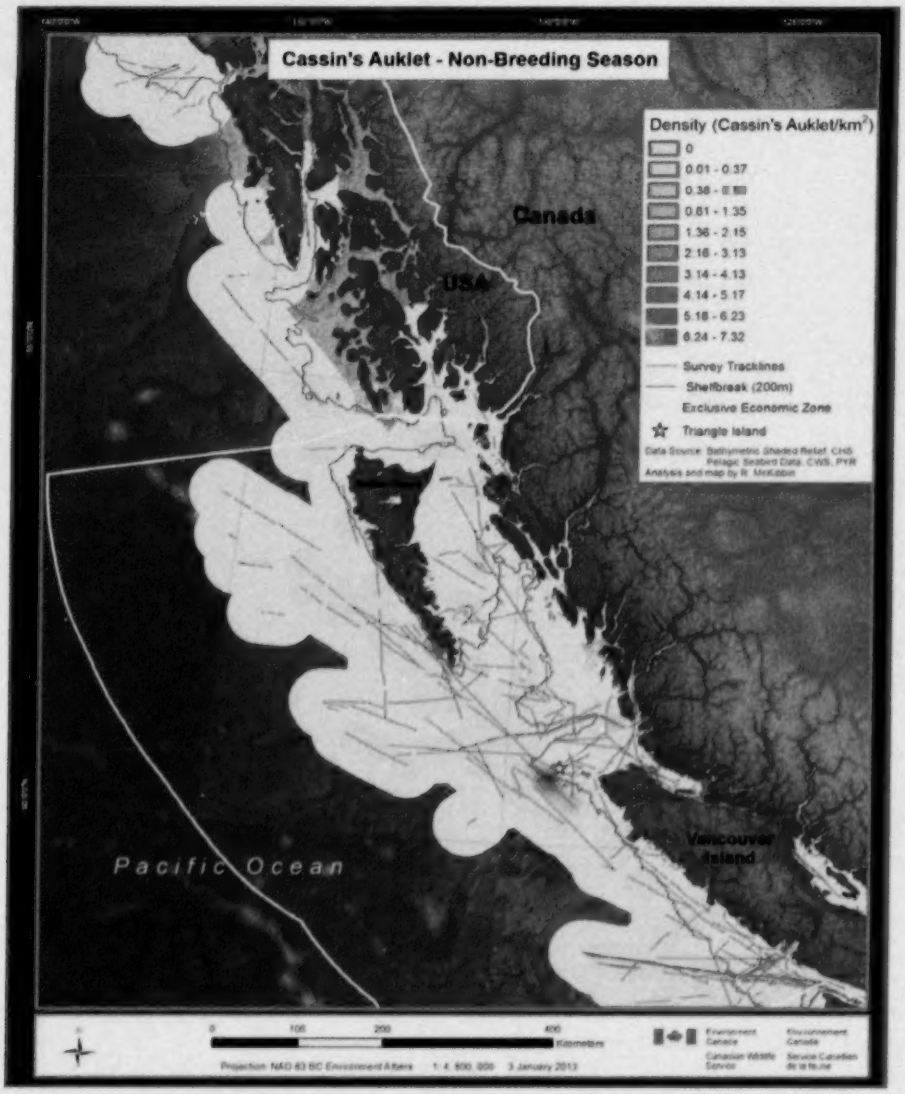
Analysis and map by R. McKibbin = Analyse et carte réalisées par R. McKibbin

Kilometers = kilomètres

Projection : NAD... = Projection : NAD83, projection d'Albers, BC Environment

3 January 2013 = 3 janvier 2013

Figure 4. Densités de Stariques de Cassin en mer à moins de 150 km de toute terre durant la période de reproduction (15 mars – 31 juillet) en Colombie-Britannique (McKibbin, 2013b).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Cassin's Auklet – Breeding Season = Starique de Cassin – Période internuptiale

USA = E.-U.

Pacific Ocean = Océan Pacifique

Vancouver Island = Île de Vancouver

Density (Cassin's Auklet/km²) = Densité (Stariques de Cassin/km²)

Survey Tracklines = Transects de relevé

Shelfbreak (200m) = Rebord du plateau continental (200 m)

Exclusive Economic Zone = Zone économique exclusive

Triangle Island = Île Triangle

Data Source : Bathymetric... = Source des données : Image bathymétrique en relief par ombres portées, SHC. Données sur les oiseaux de mer pélagiques, SCF, Région du Pacifique et du Yukon

Analysis and map by R. McKibbin = Analyse et carte réalisées par R. McKibbin

Kilometers = kilomètres

Projection : NAD... = Projection : NAD83, projection d'Albers, BC Environment

3 January 2013 = 3 janvier 2013

Figure 5. Densités de Stariques de Cassin en mer à moins de 150 km de toute terre en dehors de la période de reproduction (1er août – 14 mars) en Colombie-Britannique (McKibbin, 2013a).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence et la zone d'occupation du Starique de Cassin au Canada ont été toutes deux calculées sur la base de la localisation (coordonnées spatiales) des colonies actuellement existantes (A. Filion, comm. pers.). La zone d'occurrence est estimée à 67 000 km^2 (plus petit polygone convexe). L'indice de zone d'occupation est de 228 km^2, selon le nombre de mailles de grille de 2 km x 2 km renfermant les coordonnées de colonies de Stariques de Cassin. Comme la colonie de l'île Triangle chevauche deux mailles, elle compte pour deux mailles dans l'indice.

Activités de recherche

Les colonies de nidification ont été repérées dans le cadre d'une vaste exploration des îles côtières durant les années 1980 (Rodway *et al.*, 1988, 1990a, b, 1994; Rodway et Lemon, 1990, 1991a, b). Un total de 390 îles ou groupes d'îles présentant des milieux propices aux oiseaux de mer ont fait l'objet de relevés. En outre, 67 îles abritant vraisemblablement des oiseaux de mer nicheurs selon des observations faites dans les années 1970 par le musée provincial de la Colombie-Britannique (B.C. Provincial Museum), n'ont pas été revisitées dans les années 1980. Les relevés du musée, visant à établir la présence d'oiseaux de mer nicheurs, indiquent que des Stariques de Cassin nichaient dans 6 de ces 67 îles. Ces deux ensembles de relevés étaient de nature générale en ceci qu'ils visaient toutes les espèces d'oiseaux de mer. L'estimation de la population de Stariques de Cassin qui nichent au Canada est fondée sur les résultats combinés de cet inventaire couvrant deux décennies.

Les effectifs de 59 % des colonies repérées ont été estimés à l'aide de méthodes d'échantillonnage normalisées, ou à partir de dénombrements totaux ou partiels. Les estimations des effectifs des autres colonies, qui comprennent environ 10 % de la population canadienne totale de nicheurs, ne comportent pas de limites de confiance. Étant donné que peu d'îles ont été revisitées depuis les années 1980, les possibles changements de répartition seront largement passé inaperçus.

Il n'existe pas d'estimations des effectifs en mer. Les observations de Stariques de Cassin sont consignées durant des relevés d'oiseaux marins réalisés en mer à bord de navires, mais ces relevés ne couvrent qu'une faible portion des eaux canadiennes du Pacifique (Kenyon *et al.*, 2009). De plus, la plupart de ces relevés se font à bord de navires d'opportunité qui prennent des routes maritimes dont ne décident pas les observateurs d'oiseaux. Les méthodes de ces relevés et leurs biais potentiels sont décrits dans Morgan *et al.* (1991). Les observations faites par diverses sources sont résumées dans Campbell *et al.* (1990); la couverture est inégale et biaisée en ceci qu'elle est meilleure pour les zones marines plus accessibles.

HABITAT TERRESTRE (NIDIFICATION)

Besoins en matière d'habitat terrestre

Les Stariques de Cassin nichent en mer dans des îles à l'intérieur de terriers, de grottes ou de crevasses, ou sous du bois de grève ou des débris (voir p. ex. Ainley *et al.*, 2011). Ces îles peuvent ou non être boisées. Une des principales conditions pour l'établissement d'une colonie est que l'île doit être exempte de la plupart des mammifères prédateurs, dont les rats, le raton laveur (*Procyon lotor*) et le vison d'Amérique (*Neovison vison*). La présence de souris indigènes, qui constituent une menace pour les œufs non gardés, n'empêche pas les Stariques de Cassin de nicher (Ronconi et Hipfner, 2009).

En Colombie-Britannique, la grande majorité des Stariques de Cassin nichent dans des terriers qu'ils excavent (voir p. ex. Vermeer *et al.*, 1979, 1997), tandis qu'en Californie, on observe une variation suivant laquelle les oiseaux nichent principalement dans des terriers dans le nord et principalement dans des crevasses dans le sud (Carter *et al.*, 1992). Parmi 280 parcelles de relevé réparties sur des îles de l'archipel Haida Gwaii, environ 25 % se trouvaient en milieu boisé à sol moussu ou dénudé, 20 % en milieu boisé renfermant des graminées, 25 % en milieu non boisé avec graminées, et le reste des parcelles étaient réparties entre 10 autres types de milieux (G.W. Kaiser, comm. pers., cité dans Vermeer *et al.*, 1997). Dans l'île Frederick, à Haida Gwaii, les oiseaux nichaient principalement sous des épinettes de Sitka (*Picea sitchensis*) et des pruches de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) dans des touffes de graminées ou de la mousse; des terriers ont aussi été trouvés sous des racines d'arbres, des souches et des troncs ou grosses branches tombés au sol (Vermeer et Lemon, 1986). La plupart des terriers se trouvaient à moins de 100 m du littoral. Dans l'île Triangle, qui est dépourvue d'arbres et abrite la plus grande colonie de Stariques de Cassin du monde, les oiseaux aménagent leur terrier de préférence parmi des peuplements de deschampsie cespiteuse (*Deschampsia cespitosa*), tandis que les milieux dominés par la ronce remarquable (*Rubus spectabilis*) sont évités (Vermeer *et al.*, 1979); les oiseaux nichent aussi communément dans des fougeraies (Rodway *et al.*, 1990b).

Dans l'État de Washington, on a observé que des Stariques de Cassin nichaient sous des strates arbustives ouvertes de salal (*Gaultheria shallon*) et de ronce remarquable, ainsi que sous des arbres (Speich et Wahl, 1989). Dans les îles Channel, dans le sud de la Californie, des terriers sont trouvés là où poussent des cactus (*Opuntia* sp.) et la plante herbacée *Frankenia salina* (Ainley *et al.*, 2011). Les oiseaux nichent aussi sous des cactus plus au sud, dans l'île San Benitos, en Basse-Californie (Ainley *et al.*, 2011).

En dehors de la période reproduction, des Stariques de Cassin n'ont jamais été signalés en milieu terrestre en Colombie-Britannique, mais on en a déjà observés en train de se reposer ou en interaction dans les îles Farallon, en Californie (Ainley *et al.*, 1990).

Tendances en matière d'habitat terrestre

Deux grandes tendances ont été relevées concernant l'habitat terrestre du Starique de Cassin dans son aire de répartition : une perte d'habitat de nidification due à des espèces introduites, et des modifications de la végétation. La perte d'habitat due à l'introduction de prédateurs non indigènes a été dans le passé la tendance la plus importante. L'étendue des pertes est mal connue du fait que des relevés rigoureux n'ont généralement pas été réalisés avant les introductions.

À Haida Gwaii, la déprédation exercée par les rats et les ratons laveurs est probablement responsable de la disparition des Stariques de Cassin nicheurs dans les îles Langara, Cox, St. James et Saunders (Harfenist et Kaiser, 1997). Les prédateurs ont aussi grandement réduit le nombre de stariques nicheurs à quatre autres colonies de l'archipel. La disparition de l'espèce à l'île Lanz, au nord-ouest de l'île de Vancouver, a été attribuée aux visons introduits, et les visons et les ratons laveurs sont probablement responsables de la disparition de la colonie de nidification d'une île voisine, l'île Cox (Rodway *et al.*, 1990b). La disparition récente de la colonie des rochers Seabird, au sud-ouest de l'île de Vancouver, est apparemment due à la prédation exercée par la loutre du Canada (*Lontra canadensis*; Carter *et al.*, 2012).

La tendance à la baisse de l'habitat due aux espèces introduites a été renversée au cours des quelques dernières décennies grâce à l'accent mis sur l'éradication des espèces envahissantes. À Haida Gwaii, les rats ont été éradiqués des îles Langara, Cox et St. James à la fin des années 1990 (Kaiser *et al.*, 1997; Golumbia, 2000), et les ratons laveurs ont été éliminés dans plusieurs îles (Harfenist *et al.*, 2002). Cependant, on doit considérer que ces îles ne sont au mieux que temporairement exemptes de ratons laveurs, parce qu'il pourrait en venir d'autres depuis des îles voisines.

Une perte d'habitat de nidification de grande qualité liée à des modifications de la végétation a été observée aux deux plus grandes colonies de Stariques de Cassin de Colombie-Britannique. Aux îles Triangle et Sartine, la couverture de deschampsie cespiteuse, la plus propice aux stariques, a diminué, tandis que celle de ronce remarquable, évitée par ces oiseaux, a augmenté entre la fin des années 1980 et le milieu de la décennie 2000 (Hipfner *et al.*, 2010a). Des observations laissent penser que le changement observé sur l'île Triangle aurait débuté il y a plus longtemps, possiblement dès les années 1950. Rodway et Lemon (2011) ont rapporté une perte de milieu propice à l'aménagement de terriers due aux chablis et à la régénération dense d'épinettes de Sitka dans deux îles de Haida Gwaii.

HABITAT MARIN

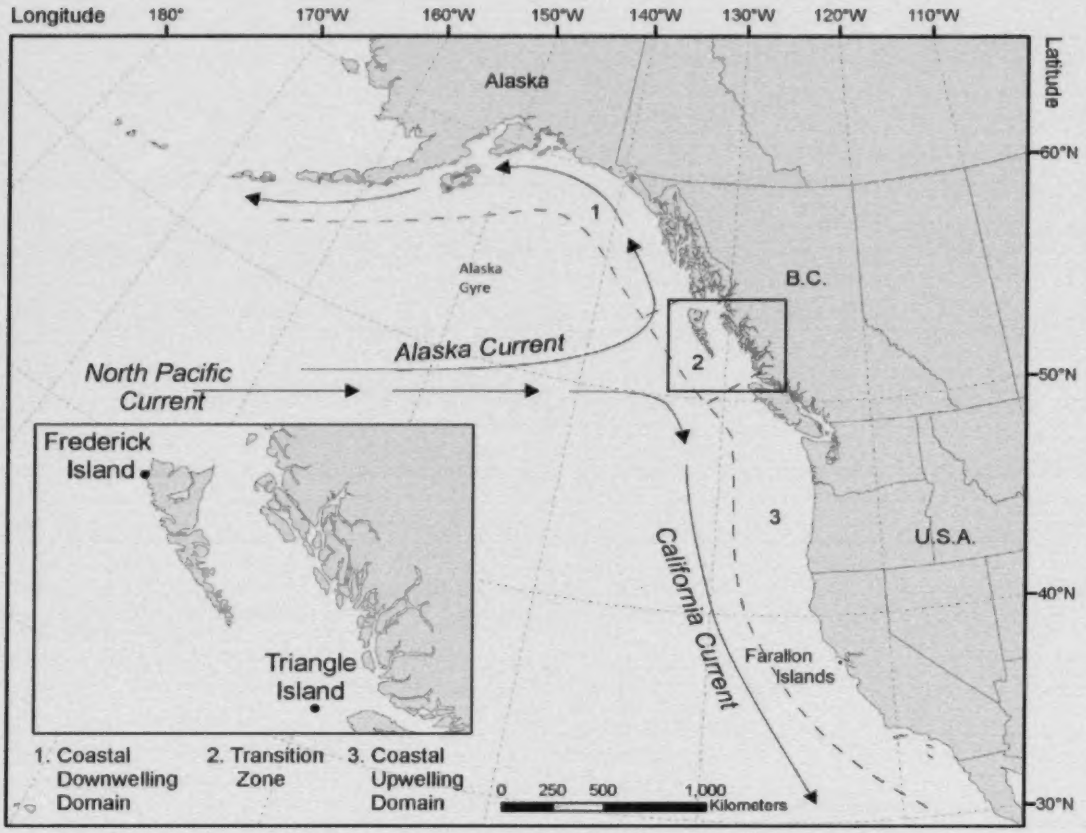
Besoins en matière d'habitat marin

Une grande partie des éléments de la biologie et des tendances populationnelles du Starique de Cassin s'articulent autour des principaux systèmes de courant du Pacifique Nord-Est. Brièvement, le courant du Pacifique Nord bifurque au large de la côte de la Colombie-Britannique pour former le courant d'Alaska vers le nord et le courant de Californie vers le sud (figure 6). Le système du courant d'Alaska est une zone de plongée d'eau, tandis que le système du courant de Californie est un domaine de remontée d'eau, une zone de transition se trouvant entre les deux. La position et l'amplitude latitudinales de la bifurcation varient selon les années, sa latitude habituelle se situant autour de 45 °N (Batten et Freeland, 2007).

Les Stariques de Cassin fréquentent les zones marines dont les caractéristiques bathymétriques favorisent la productivité (Gebauer, 2003). En Colombie-Britannique, l'espèce est surtout présente au-dessus du rebord du plateau continental (isobathe de 200 m) et du talus continental (à l'ouest du rebord du plateau); elle est aussi occasionnellement observée plus loin en mer (Kenyon *et al.*, 2009). Au nord-ouest de Haida Gwaii durant la période de reproduction, l'espèce est observée au-dessus du rebord du plateau continental ainsi que de monts sous-marins et de bancs (Vermeer *et al.*, 1985). À l'île Triangle, Hipfner *et al.* (2014) ont observé que l'habitat d'alimentation de l'espèce varie au fil de la période de reproduction. Les stariques s'alimentaient généralement dans les eaux côtières avant la ponte, puis allaient chercher leur nourriture de plus en plus loin au large jusqu'à la fin de la période de nourrissage des jeunes au nid. Les Stariques de Cassin sont aussi associés au rebord du plateau continental dans l'État de Washington et en Californie; en Californie, l'espèce est aussi observée près de promontoires côtiers et au-dessus de canyons sous-marins (Speich et Wahl, 1989; Adams, 2008). Nur *et al.* (2011a) ont rapporté que le prédicteur le plus puissant des effectifs de Stariques de Cassin dans le système du courant de Californie est un indice bathymétrique qui reflète la topographie du plancher océanique. La distance par rapport à l'isobathe de 1 000 m (paramètre lié à la proximité du talus continental) était aussi un prédicteur puissant.

Les aires de répartition estivale et hivernale du Starique de Cassin sont délimitées par des températures moyennes de la surface de l'océan de 9 à 20 °C et de 6 à 20 °C, respectivement (Gaston et Jones, 1998).

On trouve dans la zone marine allant du nord-ouest de l'île de Vancouver au sud de Haida Gwaii trois de six secteurs du système du courant de Californie abritant régulièrement de fortes concentrations de Stariques de Cassin : sud de Haida Gwaii, bassin de la Reine-Charlotte et île Triangle (Sydeman *et al.*, 2012). Nur *et al.* (2011a) ont observé que les eaux océaniques du nord-ouest de l'île de Vancouver constituent l'un des deux seuls secteurs du système du courant de Californie renfermant, selon une modélisation prédictive, de fortes concentrations de Stariques de Cassin en février, immédiatement avant la reproduction.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

B.C. = C.-B.
U.S.A = É.-U.
Alaska Gyre = Tourbillon d'Alaska
North Pacific Current = Courant du Pacifique Nord
Alaska Current = Courant d'Alaska
California Current = Courant de Californie
Farallon Islands = Îles Farallon
Coastal Downwelling Domain = Domaine côtier de plongée d'eau
Transition Zone = Zone de transition
Coastal Upwelling Domain = Domaine côtier de remontée d'eau
Kilometers = kilomètres
Frederick Island = Île Frederick
Triangle Island = Île Triangle

Figure 6. Principaux courants et domaines océanographiques dans le Pacifique Nord-Est (d'après Bertram *et al.*, 2009).

Les répartitions en mer de stariques de l'île Triangle radiopistés se sont montrées variables selon les années (Boyd *et al.*, 2008). Durant la période de nourrissage des poussins, les adultes se rendaient à environ 50 km de l'île dans des eaux de 1 400 à1 800 m de profondeur en 1999-2000, et à environ 80 km dans des eaux de 725 m de profondeur en 2001. La superficie marine utilisée par les Stariques de Cassin a aussi varié selon les années, soit de 650 à 1 400 km^2 (domaine vital selon la méthode des noyaux, où, dans ce cas, les oiseaux passent 50 % de leur temps) et de 3 200 à 8 200 km^2 (95 % du temps) (voir Boyd *et al.* [2008] pour des précisions). Ces superficies calculées ne comprenaient pas les corridors de déplacement.

La densité en mer de Stariques de Cassin est corrélée positivement avec l'abondance de zooplancton le long de la côte de la Colombie-Britannique (Sydeman *et al.*, 2010). Près des îles Triangle et Frederick, la répartition des stariques durant la période de reproduction est associée aux fortes concentrations de copépodes (Vermeer *et al.*, 1985; Hedd *et al.*, 2002). De même, en Californie, la répartition des stariques est associée à celle d'euphausiacés (Santora *et al.*, 2011). Lovvorn (2010) a modélisé la recherche de nourriture par les stariques en relation avec les concentrations de proies et laissé entendre que la dispersion des stariques cesserait d'être influencée par les variations de la densité des concentrations de proies au-delà d'un seuil de densité relativement bas par rapport aux densités très élevées pouvant exister. Il a cependant indiqué que les stariques pourraient être attirés par les fortes densités de proies en raison notamment de leur visibilité ou de leur prévisibilité.

Des analyses des influences des facteurs océaniques sur la répartition et l'abondance des proies zooplanctoniques des oiseaux ont été réalisées (voir p. ex. Tanasichuk [1998], Batten et Freeland [2007], Mackas *et al.* [2007]). L'océanographie du Pacifique Nord-Est dans la région de la Colombie-Britannique est décrite en détail dans Thomson (1981) et Lucas *et al.* (2007).

On trouve les Stariques de Cassin dans les écorégions marines suivantes : archipel aléoutien, Pacifique alaskien et fjordien, Pacifique colombien, transition du Pacifique montéréyen, Pacifique sud-californien (Morgan *et al.*, 2005). La population canadienne vit dans l'écorégion du Pacifique alaskien et fjordien et l'écorégion du Pacifique colombien.

Tendances en matière d'habitat marin

Les conditions dans le Pacifique Nord-Est fluctuent sur plusieurs échelles de temps. Des variations cycliques saisonnières, à court terme et à terme intermédiaire, ainsi qu'une tendance au réchauffement des eaux océaniques dans le long terme ont été décrites (voir p. ex. Harley *et al.* [2006], Mackas *et al.* [2007], Irvine et Crawford [2012]). Sydeman *et al.* (2009) ont traité de la difficulté de faire la part entre les manifestations des variations cycliques et celles des tendances du milieu océanique.

Les changements saisonniers des facteurs abiotiques, comme les courants, les remontées d'eau, la salinité et la température de l'eau influent sur les effectifs et la répartition des espèces marines (voir p. ex. Irvine et Crawford, 2012). Mackas *et al.* (2012) ont observé que la variabilité saisonnière de la biomasse de 50 espèces zooplanctoniques dans les eaux marines de la Colombie-Britannique est forte et quelque peu cyclique. La disponibilité de proies zooplanctoniques essentielles au Starique de Cassin change au cours de la période de nidification de l'espèce dans la province (voir p. ex. Hedd *et al.* [2002], Bertram *et al.* [2009], Hipfner [2009]).

L'El Niño (s'inscrivant dans le phénomène El Niño-oscillation australe, dont l'acronyme tiré de l'anglais est ENSO) entraîne un déplacement vers le pôle d'eaux chaudes en provenance de la zone tropicale, qui dure de un à deux ans. L'oscillation australe comporte une alternance entre El Niño, caractérisé par un réchauffement des eaux de surface et une productivité réduite, et La Niña, associée à des eaux froides et à une productivité accrue (voir p. ex. Legaard et Thomas, 2006). La périodicité d'El Niño est d'environ 3 à 7 ans, sa fréquence s'étant accrue au cours des dernières décennies (McGowan *et al.*, 1998; DFO, 2012).

Au printemps et à l'été 2005, un autre type d'épisode climatique de courte durée a influé sur les conditions océaniques dans les portions centrale et nord du système du courant de Californie : un phénomène anormal de blocage atmosphérique a entraîné une élévation de la température des eaux de surface, une diminution de la remontée d'eau et une baisse de la biomasse zooplanctonique (Mackas *et al.*, 2006; Sydeman *et al.*, 2006).

L'oscillation décennale du Pacifique (ODP) est caractérisée par l'alternance de périodes d'eaux chaudes et de périodes d'eaux froides à une échelle temporelle de 20 à 30 ans (Latif et Barnett, 1996; Francis *et al.*, 1998). Les transitions entre les phases s'accompagnent d'une modification des productivités primaire et secondaire. Le Pacifique Nord-Est se trouvait dans une phase d'eaux chaudes de l'ODP de 1976-1977 jusqu'en 1999 (Mackas *et al.*, 2001). Une phase d'eaux froides pourrait avoir débuté en 2008 (Hatch, 2013).

La variabilité du climat océanique est liée à des changements touchant l'ensemble de l'écosystème marin. Il y a des similitudes entre les changements abiotiques et biotiques observés durant les phases d'eaux chaudes de l'ODP et d'El Niño (Francis *et al.*, 1998; Mantua et Hare, 2002). L'apport de nutriments et la production primaire ont diminué durant les forts El Niños et au début de l'ODP de 1977-1998 (McGowan *et al.*, 2003). Les changements se produisant dans les communautés zooplanctoniques ont une incidence directe sur les Stariques de Cassin. Mackas *et al.* (2012) ont montré l'existence d'une forte variabilité temporelle et quantitative (biomasse) saisonnière de la communauté zooplanctonique des eaux de la Colombie-Britannique dans la période 2000-2011. Ils ont décrit deux principales réactions aux conditions d'eaux chaudes : des déplacements vers le pôle des effectifs zooplanctoniques, et des pics de biomasse de *Neocalanus plumchrus* plus hâtifs et de plus courte durée (Mackas *et al.*, 2007; Batten et Mackas, 2009). Le déplacement spatial fait que la quantité de copépodes subarctiques, plus gros et plus nutritifs, est plus faible dans les années où les eaux sont chaudes; la modification de la

communauté zooplanctonique a une incidence sur les prédateurs, dont les oiseaux de mer planctonophages, comme le Starique de Cassin (DFO, 2012).

Les phénomènes climatiques à grande échelle comme l'ENSO et l'ODP peuvent avoir une incidence dans l'ensemble de l'aire de répartition du Starique de Cassin. Cependant, l'ampleur des effets observés varie considérablement à l'échelle locale (Wolf *et al.*, 2009). L'ODP a généralement des effets plus marqués dans le Pacifique Nord que près de la zone tropicale, alors que c'est l'inverse dans le cas de l'ENSO. En outre, durant le blocage atmosphérique de 2005, la zone s'étendant du sud de la Colombie-Britannique au nord de la Californie a été la plus touchée (Mackas *et al.*, 2006).

En plus des variations cycliques décrites ci-dessus, une tendance au réchauffement des eaux du système du courant de Californie et du tourbillon océanique d'Alaska a été observée sur les 50 dernières années (voir p. ex. Thompson *et al.*, 2012). Cette tendance au réchauffement s'est accompagnée de baisses de la productivité primaire et de la biomasse zooplanctonique dans le courant de Californie (McGowan *et al.*, 1998). En outre, des données indiquent que le pic de biomasse de *N. plumchrus* aurait été devancé de plus de 5 semaines sur une période de 30 ans dans le nord du système du courant de Californie (Mackas *et al.*, 2007). Thompson *et al.* (2012) ont observé dans leur période d'étude que dans le tourbillon d'Alaska, le premier pic annuel de chlorophylle, au printemps, est devenu plus hâtif et le dernier, à l'automne, plus tardif, d'où une période de croissance planctonique allongée; aucun changement de l'amplitude des pics n'a été observé.

La variabilité et les tendances du climat océanique en Colombie-Britannique sont présentées annuellement dans les rapports sur l'état des océans de Pêches et Océans Canada (voir p. ex. Irvine et Crawford, 2012).

BIOLOGIE

La biologie du Starique de Cassin a été récemment décrite de façon détaillée (Ainley *et al.*, 2011). Une description antérieure (Gaston et Jones, 1998) a présenté d'autres informations concernant divers aspects de la biologie de l'espèce en Colombie-Britannique. À propos de l'information présentée dans les sections suivantes, il est important d'avoir à l'esprit que la grande majorité des études sur le Starique de Cassin ont été menées à deux colonies, soit celle de l'île Triangle, en Colombie-Britannique, et celle des îles Farallon, en Californie (figure 6). Ces colonies du système du courant de Californie se trouvent à plus de 1 000 km l'une de l'autre, et on dispose pour elles de séries de données chronologiques étendues. Les données plus limitées dont on dispose pour la colonie de l'île Frederick, qui se trouve dans le système du courant d'Alaska, indiquent que certains aspects de la biologie de l'espèce diffèrent de façon marquée d'un système à l'autre. C'est pourquoi le lieu des études est indiqué dans ce qui suit.

La présente description de la biologie de l'espèce est centrée sur l'information recueillie en Colombie-Britannique, mais des résultats provenant de Californie sont aussi présentés quand des données correspondantes n'existent pas pour le Canada, ou pour faire état des effets du climat océanique sur le Starique de Cassin à l'échelle du système de courant. Les tendances observées à l'échelle du système du courant de Californie peuvent servir de base pour extrapoler les tendances de la colonie de l'île Triangle à d'autres colonies britanno-colombiennes du même domaine océanique.

Cycle biologique, reproduction et démographie

Les Stariques de Cassin passent la plus grande partie de l'année en mer et ne viennent à terre que durant la période de reproduction pour nicher. Ils nichent dans des colonies où les adultes ne viennent habituellement que durant la nuit.

Le nid ne compte qu'un seul œuf, qui est incubé par les deux parents en alternance journalière durant environ 38 ou 39 jours (Manuwal, 1974; Ainley *et al.*, 1990). Aux îles Farallon, la durée de l'incubation varie de 37 à 57 jours (Ainley *et al.*, 1990). Un œuf de remplacement peut être pondu si un œuf est perdu (Ainley *et al.*, 1990; Hipfner *et al.*, 2004). Aux îles Farallon, une deuxième couvée peut être produite après l'élevage réussi d'un premier jeune dans certaines années (Ainley *et al.*, 1990); des doubles couvées n'ont été observées à aucune autre colonie.

Les poussins sont d'abord couvés par un parent durant 3 à 6 jours, après quoi ils sont habituellement laissés seuls dans le terrier durant le jour, les parents venant les nourrir la nuit. La période d'élevage des jeunes au nid est d'environ 45 ou 46 jours (A. Harfenist et Y. Morbey, données inédites, cité dans Gaston et Jones, 1998). À l'île Frederick, elle varie de 41 à 54 jours (A. Harfenist, données inédites, cité dans Gaston et Jones, 1998). Les jeunes sont indépendants dès qu'ils quittent le nid.

Les paramètres démographiques du Starique de Cassin sont présentés au tableau 2. Nombre de ces paramètres montrent une importante variabilité d'une colonie ou d'une année à l'autre, que divers auteurs ont associée aux conditions océaniques (voir p. ex. Bertram *et al.* [2005], Hipfner 2008], Hipfner *et al.* [2010b], Morrison *et al.* [2011]).

Tableau 2. Paramètres démographiques pour le Starique de Cassin. Des estimations sont présentées pour la Colombie-Britannique concernant les localités pour lesquelles des données existent; les données canadiennes sont complémentées par des valeurs provenant des Îles Farallon, situées en Californie.

Paramètre	Valeur	Localité	Notes	Source
Rapport des sexes	1:1	Îles Farallon		Pyle, 2001; Lee *et al.*, 2007
Âge à la première reproduction	3,3 ans	Îles Farallon	1981-1999	Pyle, 2001
	3,6 ans		2000-2009	Lee *et al.*, 2012

Paramètre	Valeur	Localité	Notes	Source
Proportion d'oiseaux matures qui se reproduisent	20 % d'une population « flottante » est composée d'oiseaux s'étant déjà reproduits	Îles Farallon		Manuwal, 1974
Taille de la couvée	1	aire de reproduction entière		Ainley *et al.*, 2011
Nombre de couvées/an	1 2	aire de reproduction entière Îles Farallon		Ainley *et al.*, 2011
Succès reproducteur (jeunes à l'envol/œuf éclos)	47-93 % 94-99 %	Île Triangle Île Frederick	1994-2000 1994-1998	D. Bertram, données inédites A. Harfenist, données inédites
Fécondité	63 %	Îles Farallon	forte variabilité interannuelle	Nur *et al.*, 2011b
Recrutement	moyenne de 36 % pour les oiseaux âgés de plus de 3 ans	Îles Farallon	associé à l'âge	Lee *et al.*, 2012
Taux de survie annuel des adultes	mâles – 75 % femelles – 84 % femelles – 44 % 80 % 71 % 86 %	Île Triangle Île Frederick Île Triangle Île Reef	1994-2008 1994-2008 à l'exclusion de 1998 et 2005 [a] 1998 et 2005 [a] 1994-2000 1985-1991	Morrison *et al.*, 2011 Bertram *et al.*, 2005 Gaston, 1992
Durée d'une génération	7 ans (plage de 6,2 à 8,1 ans)		estimation réalisée à l'aide de la plage de taux de survie en Colombie-Britannique; âge supposé à la première reproduction = 3 ans, et fécondité à l'intérieur des plages de valeurs établies pour les îles Farallon.	IUCN, 2011 fichier de feuille de calcul (Generation length.xls)

[a] Des phénomènes climatiques extrêmes ont eu lieu en 1998 et 2005.

Un fort degré de fidélité interannuelle au site de nidification a été observée à l'île Frederick (A. Harfenist, données inédites, cité dans Gaston et Jones, 1998) et aux îles Farallon (Manuwal, 1974; Pyle *et al.*, 2001). À l'île Frederick, une année après le marquage

des couples de 40 terriers, 65 % des terriers abritaient le même couple, et 15 % abritaient un des oiseaux marqués avec un partenaire nouveau à cause de la mort du partenaire initial ou d'une séparation. Pyle (2001) a noté que la philopatrie natale était probablement forte aux îles Farallon. Cependant, comme l'ont indiqué Ainley *et al.* (2011), les autres sites de nidification les plus proches se trouvent à plusieurs centaines de kilomètres de ces îles. Les jeunes issus des colonies canadiennes, qui sont en général relativement proches d'autres colonies, pourraient ne pas manifester le même degré de philopatrie natale.

Phénologie

En général, la date de nidification varie selon la latitude, la reproduction débutant plus tôt dans le sud. À Haida Gwaii, Vermeer *et al.* (1997) ont observé que la nidification sur la côte sud-est débutait plus de deux semaines plus tôt que sur la côte nord-ouest; au premier endroit, les dates médianes d'éclosion allaient du 28 avril au 2 mai. À l'île Triangle, on a observé que la date moyenne d'éclosion variait du 8 mai au 30 mai dans la période 1994-2011, le premier œuf était régulièrement pondu à la fin de mars ou au début d'avril (Hipfner *et al.*, 2010b). Vermeer *et al.* (1997) ont rapporté qu'à l'île Frederick, la nidification avait lieu plusieurs semaines plus tôt au milieu des années 1990 par rapport au début des années 1980. Bien que Bertram *et al.* (2001a) n'aient pas détecté un devancement significatif de la date de la reproduction à l'île Triangle de 1975 à 1999, ils ont observé une variation extrême de cette date durant les années 1990.

La variation interannuelle de la date de la reproduction a été associée aux conditions océaniques. Hipfner *et al.* (2010b) ont observé que les pontes étaient de façon générale davantage synchrones dans les années où les eaux sont froides, ce qui se traduit par un devancement de la date de ponte médiane dans ces années. Une corrélation positive entre les dates d'éclosion et la température superficielle de la mer a aussi été rapportée aux îles Farallon (Ainley *et al.*,1990; Abraham et Sydeman, 2004).

Reproduction

La performance de reproduction des Stariques de Cassin a été bien étudiée à deux colonies britanno-colombiennes, et les deux observations génerales suivantes ont été faites : 1) existence de fluctuations interannuelles des paramètres reproducteurs liées aux conditions océaniques, et 2) succès reproducteur plus élevé et plus constant à l'île Frederick qu'à l'île Triangle.

La variation interannuelle du succès reproducteur est bien établie à l'île Triangle et a été attribuée au climat océanique, dont l'effet est dû à ses impacts sur les proies des oiseaux (voir p. ex. Bertram *et al.* [2009], Hipfner [2009]). La croissance et la survie (de l'éclosion à l'envol) des poussins ont été corrélées positivement avec la proportion de *Neocalanus cristatus* dans le régime alimentaire (Bertram *et al.*, 2001a; Hedd *et al.*, 2002; Hipfner, 2009). Le facteur clé semble être le degré de chevauchement entre la période de nourrissage des poussins et la période de disponibilité de *N. cristatus* : la croissance des poussins est faible quand ces deux périodes ne sont pas synchrones (Bertram *et al.*, 2001a). Dans les années où les eaux sont froides, le pic de biomasse de *N. cristatus* est

retardé et de plus longue durée, tandis que dans les années où les eaux sont chaudes, le pic est plus hâtif et plus court (Mackas et Galbraith, 2002; Batten et Mackas, 2009) et n'est alors pas synchronisé avec le cycle de nidification des oiseaux (Bertram *et al.*, 2009; Hipfner, 2008). Cette désynchronisation fait que, dans les années aux eaux chaudes, les poussins croissent moins bien, leur masse s'en trouvant réduite au moment de quitter le nid (Hipfner, 2009). Hipfner (2008) a établi qu'environ 80 % de la variation interannuelle de la croissance et de la survie des poussins s'expliquait par la proportion de *N. cristatus* dans le régime alimentaire, et indiqué que le moment où le *N. cristatus* était présent dans la saison était plus important que son abondance.

Bon nombre des années aux eaux chaudes dans les études susmentionnées étaient associées à des épisodes El Niño. L'anomalie atmosphérique de 2005 a aussi donné lieu à des eaux chaudes et à des changements associés des caractéristiques temporelles de la production de zooplancton (Sydeman *et al.*, 2006). Le faible taux de reproduction (8 %) à l'île Triangle en 2005 a été attribué à une désynchronisation entre période de nourrissage des poussins et période d'abondance de proies. Hipfner (2012) a observé qu'à l'île Triangle, les écarts de la masse moyenne des poussins à 25 jours par rapport à la masse moyenne pour la période 1996-2011 ont été presque toujours positifs à partir de 2008, année où l'ODP pourrait avoir donné lieu à un refroidissement des eaux, l'année 2010 faisant exception en raison de son épisode El Niño.

La colonie de l'île Frederick, située dans un domaine de courant océanique différent, réagit différemment à la variabilité du climat océanique. Alors que le succès reproducteur a montré une grande variabilité à l'île Triangle, celui observé à l'île Frederick a été relativement stable à la fin des années 1990 (Bertram *et al.*, 2001b). La croissance et la masse à l'envol des jeunes ont été plus élevées à l'île Frederick qu'à l'île Triangle dans toutes les années de l'étude (D. Bertram et A. Harfenist, données inédites). En 2000, année ou les températures océaniques étaient plus basses, les taux de croissance des poussins aux deux îles ont été semblablement élevées (Bertram *et al.*, 2001b). En 2005, où partout dans le système du courant de Californie les Stariques de Cassin ont présenté de très faibles taux de reproduction (Sydeman *et al.*, 2006), le succès de reproduction a été normal aux îles Frederick et Rankine, dans le système du courant d'Alaska (M. Hipfner et M. Lemon, comm. pers., cité dans Bertram *et al.* [2009]). Bertram *et al.* (2009) ont indiqué qu'il n'y a pas eu désynchronisation entre période de disponibilité de proies et période de nourrissage des poussins à l'île Frederick. Durant l'El Niño de 1998, le pic d'abondance de *N. cristatus* s'est produit plus tard et a duré plus longtemps à l'île Frederick qu'à l'île Triangle, et il y a eu disponibilité de zooplancton durant toute la période d'élevage des jeunes au nid.

Une relation entre climat océanique, disponibilité de proies zooplanctoniques et succès reproducteur des Stariques de Cassin a aussi été bien décrite pour les îles Farallon (voir p. ex. Abraham et Sydeman [2004], Lee *et al.* [2007]). Le succès reproducteur se trouve là aussi réduit dans les années où les eaux sont chaudes.

Survie

Les estimations des taux de survie des Stariques de Cassin sont fondées sur des modèles de marquage-recapture dans lesquels les émigrants permanents de la population (c'est-à-dire les oiseaux qui quittent la zone d'étude) sont traités comme des cas de mortalité. Par conséquent, ces estimations reflètent la « survie » locale.

La plus longue série chronologique de données sur la survie annuelle des adultes en Colombie-Britannique provient de la colonie de l'île Triangle; elle couvre la période 1994-2008, où il y a eu un fort El Niño en 1997-1998 et un épisode de blocage atmosphérique (Morrison *et al.*, 2011). Le taux annuel de survie des femelles adultes a été de 84 % dans les années autres que celles où se sont manifestés les deux importants épisodes climatiques, et de 44 % durant les années de ces épisodes. Le taux de survie des mâles est demeuré de 75 % tout au long de l'étude.

Les estimations des taux annuels de survie des adultes pour l'île Frederick durant la période 1994-2000 ont été significativement plus élevées que celles pour l'île Triangle dans la même période (Bertram *et al.*, 2005). Les taux de survie ont diminué significativement aux deux colonies durant le fort El Niño de 1997-1998, passant de 80 % à 64 % à l'île Frederick, et de 71 % à 54 % à l'île Triangle. Le taux annuel de survie des immatures était plus faible que celui des adultes à l'île Frederick.

Les données provenant des îles Farallon, en Californie, montrent clairement l'influence des conditions océaniques sur le taux annuel de survie des Stariques de Cassin adultes. Sur la base de données couvrant la période 1986-2008, Nur *et al.* (2011b) ont estimé le taux de survie des adultes à 58 % dans les années de fort El Niño et à 64 % dans la première année de l'anomalie océanique de 2005-2006, comparativement à 79 % dans les autres années; pour l'ensemble de la période, le taux de survie annuel a été de 77 %. Dans leur étude, Lee *et al.* (2012) ont observé que les taux de survie des stariques âgés de 5 à 10 ans sont supérieurs à ceux des stariques plus jeunes ou plus vieux.

Recrutement, fécondité et propension à la reproduction

Il existe des estimations du recrutement, de la fécondité et de la propension à la reproduction pour les Stariques de Cassin des îles Farallon. Lee *et al.* (2012) ont fait état d'une incidence de l'âge des individus et de l'âge des parents sur le recrutement. La probabilité de recrutement augmentait rapidement pour les individus entre les âges de 2 et 4 ans, puis allait en diminuant lentement pour les âges plus avancés; des oiseaux âgés de jusqu'à 10 ans étaient recrutés dans la population de nicheurs. Lee *et al.* (2012) ont avancé que la faible probabilité de recrutement pour les oiseaux âgés de 2 ans observée dans leur étude (19 %), par rapport à celle observée dans une étude antérieure menée au même site (24-29 %; Pyle, 2001), pourrait indiquer que les oiseaux tendent à atteindre la maturité plus tardivement. L'étude a également révélé que les taux de retour des jeunes issus de femelles jeunes (âgées de 2 à 4 ans) étaient plus faibles que ceux des jeunes issus de femelles plus âgées (5 à 10 ans); aucune relation avec l'âge des parents mâles n'a été observée (Lee *et al.*, 2012).

Dans la période 1986-2008, la fécondité a été globalement de 63 % aux îles Farallon (Nur *et al.*, 2011b). Les taux de fécondité étaient liés aux conditions océaniques : 37 % dans les années de fort El Niño, 3 % dans la première année de l'anomalie océanique de 2005-2006, et 71 % pour toutes les autres années.

La propension à la reproduction aux îles Farallon a été plus faible dans les années où les eaux étaient chaudes (Abraham et Sydeman, 2004). Elle ne s'est pas montrée liée à l'âge (Lee *et al.*, 2012).

Durée d'une génération

L'estimation de la durée d'une génération repose sur divers paramètres démographiques, qui ne sont pas toujours connus ou qui sont très variables pour la population canadienne de l'espèce. Par conséquent, l'estimation d'environ 7 ans (plage de 6,2 à 8,1), calculée au moyen de la feuille de calcul Generationlength.xls de l'UICN (IUCN, 2011), devrait être utilisée avec prudence. Les valeurs pour l'âge à la première reproduction (3-4 ans) et la fécondité (37-71 %) ont été tirées de données provenant des îles Farallon et pourraient ne pas valoir pour la population canadienne. Par ailleurs, les taux annuels de survie des adultes établis aux îles Triangle et Frederick (vor le tableau 2), utilisés dans les estimations, ont été présumés constants selon l'âge. Cependant, les taux de survie pourraient varier selon l'âge en Colombie-Britannique, comme c'est le cas aux îles Farallon.

Régime alimentaire

Les Stariques de Cassin sont des oiseaux de mer qui chassent leurs proies en plongée; ils s'alimentent principalement de copépodes, d'euphausiacés et de larves de poissons (voir p. ex. Vermeer, 1985). Il existe peu d'information sur le régime alimentaire des adultes aussi bien durant la période de reproduction qu'en dehors de celle-ci, étant donné que la plupart des études portant sur l'alimentation de l'espèce concernent le régime alimentaire des poussins, puisqu'elles consistent en un échantillonnage des aliments rapportés à la colonie par les parents pour leurs poussins. Vermeer *et al.* (1985) ont rapporté que les contenus stomacaux des adultes étaient essentiellement identiques aux proies rapportées à la colonie à l'île Frederick, et avancé que les adultes se nourrissent des mêmes proies que celles qu'ils capturent pour leurs poussins. Par contre, Davies *et al.* (2009) ont observé que les aliments consommés par les parents à l'île Triangle étaient d'un niveau trophique inférieur à celui des proies données à leurs poussins. Cependant, une étude subséquente réalisée à l'île Triangle (Hipfner *et al.*, 2014) a donné des résultats semblables à ceux de Vermeer *et al.* (1985).

En Colombie-Britannique, les régimes alimentaires des poussins sont le mieux décrits pour l'île Triangle, où les trois types de proies dominants selon les occurrences moyennes annuelles en pourcentage de biomasse sur 11 ans ont été les suivants : le copépode *Neocalanus cristatus* (40 %), des euphausiacés (principalement l'*Euphausia pacifica*, le *Thyanoessa spinifera* et le *T. inspinata;* 40 %) et des larves de poissons (15 %) (Hipfner, 2008). Bertram *et al.* (2009) ont comparé le régime alimentaire des poussins aux îles Triangle et Frederick dans la période 1978-1982 et au milieu des années 1990. Ils ont observé que plus de 89 % du régime aux deux sites et dans toutes les années était constitué de copépodes et d'euphausiacés. Le *N. cristatus* était la principale proie aux deux colonies. À l'île Triangle, les poissons constituaient une grande partie des proies dans les années aux eaux chaudes, alors que ce type de proies, qui avait constitué une part importante du régime dans certaines années de la période 1978-1982 à l'île Frederick, n'ont constitué qu'une faible part du régime dans les années 1990. Les principales espèces de poissons proies étaient les sébastes, mais les poissons plats (Pleuronectidés) et les chabots trilobés (*Hemilepidotus* spp.) entraient également dans le régime dans certaines années. Le régime comportait également des Caridés (crevettes), des mysidacés, des amphipodes et des brachyoures.

L'abondance relative des types de proies dans le régime alimentaire présente une variabilité intersaisonnière et intrasaisonnière, et est liée aux conditions océaniques (voir p. ex. Hedd *et al.* [2002], Bertram *et al.* [2009], Hipfner [2009]). Dans la période 1996-2006, l'abondance dans le régime de *N. cristatus* était moins élevée à l'île Triangle dans les années aux eaux chaudes et diminuait plusieurs semaines plus tôt dans ces années comparativement aux années aux eaux froides (Hipfner, 2008). La part de *T. spinifera* dans le régime était liée à la température océanique superficielle au printemps de l'année précédente (Hipfner, 2009). Cependant, aucune relation entre les quantités d'*E. pacifica* et de *T. inspinata* dans le régime alimentaire et le climat océanique n'a été trouvée.

Deux études menées à l'île Triangle utilisant l'analyse d'isotopes stables pour examiner l'écologie alimentaire des Stariques de Cassin ont montré que ceux-ci ont changé de régime alimentaire et d'habitat d'alimentation durant cette période (Davies *et al.*, 2009; Hipfner *et al.*, 2014). Durant les périodes d'incubation et de nourrissage des poussins, les adultes s'alimentaient d'organismes de niveaux trophiques inférieures à ceux des organismes consommés plus tôt dans la période de reproduction, où davantage de poissons et de crustacés étaient présents dans le régime alimentaire. De plus, à partir d'avant la ponte des œufs jusqu'à la fin du nourrissage des poussins, les oiseaux se sont progressivement éloignés du littoral vers le large pour leur activité de recherche de nourriture.

Le régime alimentaire des Stariques de Cassin varie dans l'aire de répartition de l'espèce. Aux îles Farallon, il est constitué principalement d'*E. pacifica* et de *T. spinifera*, mais quand les effectifs d'euphausiacés sont faibles, les stariques consomment des amphipodes et des mysidacés (Abraham et Sydeman, 2004). Les poissons constituent une plus grande part du régime alimentaire aux îles Channel, dans le sud de la Californie (Adams, 2008). Dans le golfe d'Alaska, Sanger (1987) a observé que le régime alimentaire était constitué principalement de copépodes calanoïdes mais comprenait aussi des crevettes, des poissons, des calmars, des euphausiacés et des amphipodes de la famille des Gammaridés.

Les Stariques de Cassin cherchent leur nourriture principalement dans les eaux proches de la surface : la majorité des plongées se font à des profondeurs de moins de 15 m (Burger et Powell, 1990; J. Adams, données inédites, cité dans Ainley *et al.*, 2011). À l'île Reef, dans l'archipel Haida Gwaii, Burger et Powell (1990) ont observé que les profondeurs de plongée maximales étaient en moyenne de 28 m (mode de 40 m) (Burger and Powell 1990).

Physiologie et adaptabilité

On sait peu de choses sur la physiologie énergétique des Stariques de Cassin. Hodum *et al.* (1998) ont mesuré les taux métaboliques de terrain d'adultes en période de nourrissage des poussins, et estimé leur dépense énergétique journalière à 413 kJ.

Certains aspects du comportement du Starique de Cassin ont probablement évolué en tant que stratégies d'évitement des prédateurs. Les stariques nichent dans des îles situées à bonne distance des côtes, qui sont largement exemptes de mammifères prédateurs indigènes. Leurs mœurs nocturnes à la colonie sont considérées comme une adaptation visant à éviter les oiseaux prédateurs (voir p. ex. Ainley *et al.*, 2011). Les adultes et les immatures arrivent à la colonie et en partent à la noirceur; Nelson (1989) a observé que l'activité était réduite durant les nuits de lune claire quand la prédation par les laridés était forte. Les jeunes quittent également le nid la nuit. De plus, les Stariques de Cassin peuvent ajuster leur comportement d'incubation de façon à limiter la prédation par les souris de Keen endémiques (*Peromyscus keeni;* Ronconi et Hipfner, 2009).

La fidélité au site de nidification est forte chez le Starique de Cassin (Manuwal, 1974; A. Harfenist, donnée inédites). Les Stariques de Cassin ne semblent pas abandonner leurs tentatives de nidification pour gagner une nouvelle colonie quand des adultes ou des nids voisins subissent une prédation (Rodway *et al.*, 1990b; Gaston et Masselink, 1997).

Les Stariques de Cassin présentent certains comportements qui les rendent vulnérables à l'activité humaine. La nuit, ils sont attirés par les lumières et peuvent ainsi être blessés ou tués là où il y a des bateaux et des structures côtières. Le fait qu'ils nichent en colonie et forment des concentrations en mer dans des zones riches en proies accroît leur vulnérabilité aux déversements d'hydrocarbures et autres phénomènes anthropiques localisés.

Dispersion et migration

La dispersion des Stariques de Cassin après la période de reproduction est mal connue. Il semble y avoir migration vers le sud des oiseaux nichant dans le nord et un déplacement vers le nord de certains oiseaux des colonies du sud, mais les stariques du centre de la Californie demeurent dans cette région en dehors de la période de reproduction (Ainley *et al.*, 2011). Les voies de migration des oiseaux des colonies du nord sont inférées à partir des répartitions des oiseaux dans l'océan en dehors de la période de reproduction. Briggs *et al.* (1987) ont observé que le nombre d'oiseaux présents au large de la côte californienne durant l'automne était supérieur au nombre estimé d'oiseaux nichant dans la région, et avancé que bon nombre de ces oiseaux supplémentaires provenaient de Colombie-Britannique et d'Alaska. L'observation d'effectifs relativement réduits de Stariques de Cassin dans les eaux britanno-colombiennes en hiver va dans le sens de ce scénario. Adams (2008) a aussi avancé que les oiseaux des eaux de l'État de Washington pourraient migrer vers les eaux californiennes. Cependant, certains oiseaux restent dans les eaux alaskiennes durant l'hiver (USFWS, 2006; McKibbin, 2013a).

Un accroissement de l'effectif de Stariques de Cassin au large des côtes de l'Oregon a été observé à la fin de l'été (Ainley *et al.*, 2005). Cet accroissement pourrait s'expliquer par une dispersion vers le nord d'oiseaux de Californie après la période de reproduction (Ainley *et al.*, 2005), ou par un déplacement vers le sud d'oiseaux de colonies du nord. Des Stariques de Cassin nichant dans les îles Channel, dans le sud de la Californie, ont été radiopistés jusque dans des eaux situées au large de la zone centrale de la Californie, soit sur une distance d'environ 600 km (Adams *et al.*, 2004).

Relations interspécifiques

La prédation de Stariques de Cassin par des mammifères introduits à des colonies de nidification de Colombie-Britannique a été bien étudiée (voir **FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES**). Parmi les mammifères prédateurs indigènes, on compte les loutres du Canada, qui détruisent à chaque année un petit nombre de terriers de nidification à certaines colonies (A. Harfenist, obs. pers.) et pourraient être responsables de la disparition d'une colonie aux rochers Seabird (Carter *et al.*, 2012), et les souris de Keen, qui consomment des œufs non gardés à l'île Triangle (Ronconi et Hipfner, 2009).

En Colombie-Britannique, les espèces d'oiseaux prédateurs affectant les Stariques de Cassin comprennent le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), des laridés (*Larus* spp.), le Grand Corbeau (*Corvus corax*) et la Corneille d'Alaska (*Corvus caurinus*; Ainley *et al.*, 2011). À Haida Gwaii, les principaux oiseaux prédateurs sont les Pygargues à tête blanche et les Faucons pèlerins (Vermeer et Lemon, 1986; A. Harfenist, obs. pers.), et, à l'île Triangle, les Stariques de Cassin semblent constituer la principale proie des Faucons pèlerins (M. Hipfner, comm. pers.). Rien n'indique que les oiseaux prédateurs tuent un grand nombre de Stariques de Cassin à l'île Frederick (A. Harfenist, obs. pers.).

On sait peu de choses sur la prédation de Stariques de Cassin en mer. Des oiseaux prédateurs chassent des stariques au-dessus de l'océan près des colonies (A. Harfenist, obs. pers.; M. Hipfner, comm. pers.). Dolphin et McSweeney (1983) ont rapporté que deux stariques ont été ingérés par un rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) en Alaska, prédation probablement accidentelle.

Les poussins de l'île Triangle sont infestés par une tique commune chez les oiseaux de mer, l'*Ixodes uriae* (Morbey 1996); cette tique infeste probablement les oiseaux à la plupart des colonies de Colombie-Britannique (M. Lemon, comm. pers.; A. Harfenist, obs. pers.). À l'île Triangle, les poussins fortement infestés présentent une croissance plus lente de leurs ailes et quittent le nid à un âge plus avancé que ceux qui sont moins infestés (Morbey, 1996).

Il y a concurrence avec d'autres alcidés pour les sites de nidification à des colonies de Colombie-Britannique. Les macareux rhinocéros (*Cerorhinca monocerata*) peuvent s'accaparer de terriers occupés par des Stariques de Cassin (Rodway et Lemon, 2011), et il a été observé que les Guillemots à cou blanc peuvent voler des terriers de Stariques de Cassin et vice versa (A. Harfenist, données inédites).

L'existence d'une concurrence alimentaire avec d'autres espèces planctonophages n'a pas été rapportée; les Stariques de Cassin ne sont habituellement pas observés avec d'autres espèces en mer (Ainley *et al.*, 2011). Ainley et Hyrenbach (2010) ont avancé que des cétacés à fanons auraient pu exercer une concurrence alimentaire qui aurait contribué à la baisse des effectifs de Stariques de Cassin observée dans le système du courant de Californie.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Les populations de nombreuses espèces d'oiseaux de mer comprennent à leurs colonies des oiseaux matures aussi bien nicheurs que non nicheurs (voir p. ex. Manuwal, 1974). Le nombre de Stariques de Cassin matures non nicheurs en Colombie-Britannique est inconnu. Par conséquent, dans le présent rapport, les effectifs de Stariques de Cassin sont les effectifs d'oiseaux matures nicheurs; ils représentent donc des valeurs minimales parce que les oiseaux matures non nicheurs sont exclus de ces estimations. Le nombre d'individus matures au Canada est difficile à mesurer parce que durant son cycle biologique, le Starique de Cassin vit tantôt en milieu terrestre (nidification), tantôt en mer. En outre, l'espèce présente une maturation tardive, les immatures éclos au Canada y revenant plus tard pour nicher pouvant passer l'entièreté ou une partie de leurs premières années en eaux américaines. Quoi qu'il en soit, la population mondiale de Stariques de Cassin est estimée à au moins 3,57 millions d'individus (Ainley *et al.*, 2011). Des estimations du nombre de nicheurs existent pour la plupart des colonies, quoique bon nombre des dénombrements remontent à plusieurs dizaines d'années. Selon une synthèse récente (Ainley *et al.*, 2011), les pourcentages régionaux de l'effectif mondial sont estimés comme suit : 75,9 % en Colombie-Britannique, 16,8 % en Alaska, 3,7 % en Californie, 2,5 % dans l'État de Washington, 1,1 % en Basse-Californie, et moins de 0,01 % en

Oregon. Les oiseaux de Basse-Californie et environ 20 % de ceux de Californie appartiennent probablement à une sous-espèce différente de celle du reste de la population (voir **Structure spatiale et variabilité de la population**).

Activités et méthodes d'échantillonnage

Des relevés étendus ont été réalisés le long de la côte de la Colombie-Britannique durant les années 1980 pour établir des estimations de référence des effectifs des colonies d'oiseaux de mer. Des descriptions détaillées des méthodologies sont présentées dans Rodway *et al.* (1988, 1990a et b, 1994) et Rodway et Lemon (1990, 1991a, b). Des dénombrements complets ou partiels des entrées de terriers ont été réalisés pour les petites colonies. Pour les grandes colonies (> 1 000 couples), la densité de terriers a été estimée suivant un protocole d'échantillonnage systématique dans lequel des quadrats étaient répartis le long de transects linéaires. Les superficies des colonies ont été mesurées, et l'occupation des terriers a été déterminée par excavation d'un sous-ensemble de terriers. Le nombre de couples nicheurs a été estimé en calculant le produit de la densité, de la superficie et du taux d'occupation. Pour les colonies où le taux d'occupation n'a pas été déterminé, le taux d'occupation médian (75 %) a été utilisé. Les relevés ont été réalisés d'avril à juin, durant la période de nidification.

Les principales sources d'erreur liées aux méthodes décrites ci-dessus ont trait au moment des relevés et aux estimations des taux d'occupation. Les relevés ont pu ne pas déceler les nicheurs hâtifs dont la nidification avait échoué ou les nicheurs tardifs qui n'avaient pas encore commencé leur nidification, d'où une sous-estimation des effectifs. Par ailleurs, l'utilisation du taux d'occupation médian britanno-colombien gomme la variabilité des taux d'occupation des colonies, ce qui peut donner lieu aussi bien à des surestimations qu'à des sous-estimations des effectifs.

Le programme d'inventaire des années 1980 a couvert 390 îles ou groupes d'îles jugés potentiellement propices à la nidification d'oiseaux de mer (Rodway *et al.*, 1988, 1990a et b, 1994; Rodway et Lemon, 1990, 1991a, b). Au total, 55 colonies de Stariques de Cassin ont été répertoriées. Des estimations issues d'explorations antérieures effectuées par le British Columbia Provincial Museum concernant 67 sites additionnels ont aussi été acceptées; des Stariques de Cassin avaient été signalés à sept de ces sites. Les estimations de la taille des colonies réalisées par ce musée avaient été établies sans échantillonnage systématique, de sorte qu'elles ne sont probablement précises qu'à un ordre de grandeur près. Une autre colonie, située dans les îles Glide, a été localisée depuis les années 1980, mais aucune estimation de son effectif n'a été réalisée.

La majorité des colonies de Stariques de Cassin du Canada ont fait l'objet d'un seul relevé. Des recensements rigoureux ont été répétés dans neuf îles appartenant toutes à l'archipel Haida Gwaii, soit les îles Charles, Copper Est, Frederick, George, Gordon, Helgesen, Lihou, Ramsay, et Rankine Ouest.

Durant les relevés de référence, des parcelles permanentes ont été établies aux fins de suivi des tendances. Le plan de suivi exigeait l'établissement de parcelles à des sites répartis dans toutes les régions de la côte, abritant des colonies renfermant au moins 80 % de la population canadienne (Rodway et Lemon, 2011). À ce jour, des parcelles ont été établies et suivies à quatre colonies dans deux des quatre régions, soit les colonies des îles Ramsay, Copper Est et Rankine, dans le détroit d'Hécate dans l'est de Haida Gwaii, et de l'île Triangle, au large de l'ouest de l'île de Vancouver. Aucune parcelle n'a été établie sur des îles de la portion nord de la côte continentale ou de la façade ouest de Haida Gwaii. Les parcelles d'échantillonnage ont été subjectivement établies dans des zones à forte densité de nicheurs. La superficie totale des parcelles permanentes représente entre 0,2 % (à l'île Triangle) et 0,9 % (à l'île Ramsay) de la superficie totale des colonies.

Les parcelles permanentes ont été revisitées trois fois aux îles Copper Est et Rankine, quatre fois à l'île Triangle et cinq fois à l'île Ramsay (Rodway et Lemon, 2011; Drever, 2012). Les tendances calculées à partir de relevés systématiques ou de parcelles permanentes ont été comparées pour deux colonies, et les résultats sont similaires (Rodway et Lemon, 2011).

Les taux d'occupation des terriers ont été utilisés comme mesure des fluctuations interannuelles des effectifs de nicheurs aux îles Triangle et Frederick (Bertram *et al.*, 2005; Morrison *et al.*, 2011).

Les compilateurs des catalogues de colonies d'oiseaux de mer ont souligné que les petites colonies peuvent ne pas être répertoriées en raison de la difficulté de repérer les lieux de nidification et des mœurs nocturnes des oiseaux aux colonies (voir p. ex. Speich et Wahl [1989], Carter *et al.*, [1992]).

Les données issues des relevés d'oiseaux en mer réalisés à bord de navires et des relevés à grande échelle réalisés par des bénévoles le long de la côte n'ont pas été utilisées pour estimer la taille ou les tendances des populations de Stariques de Cassin en Colombie-Britannique. Des relevés en mer ciblant spécifiquement le Starique de Cassin seraient beaucoup trop coûteux, et aucun n'a été réalisé. Par ailleurs, les régions couvertes dans le cadre du Recensement des oiseaux de Noël et du Relevé des oiseaux aquatiques côtiers ne chevauchent pas largement les milieux propices à l'espèce en mer, et les effectifs dénombrés depuis les littoraux sont généralement faibles et variables (http://www.naturecounts.ca). Par conséquent, les résultats de ces deux relevés ne sont pas non plus utiles pour évaluer les tendances des populations de Stariques de Cassin.

Effectifs

Selon les résultats des relevés les plus récents pour chaque colonie, la population canadienne de Stariques de Cassin nicheurs est d'environ 2,69 millions d'individus (CWS [2012], avec des mises à jour de M. Lemon, comm. pers.). Les estimations des tailles des diverses colonies sont présentées à l'annexe 1. L'estimation susmentionnée repose sur des relevés effectués de 1977 à 2011. Les estimations d'effectif issues de relevés effectués avant 1980 ne reflètent sans doute plus très bien la réalité actuelle et sont donc hautement incertaines. On peut tout de même estimer que la population canadienne compte probablement entre un et trois millions d'individus.

Fluctuations et tendances

Canada

La population canadienne de Stariques de Cassin nicheurs a presque certainement diminué au cours des 75 dernières années, en raison de l'introduction de mammifères prédateurs dans des îles abritant une colonie. Les effectifs du passé ne sont pas connus, mais des indices de nidification ont été tirés des premières explorations et de la présence de terriers de nidification abandonnés. Depuis le milieu des années 1980, où les effectifs de référence ont été établis, le nombre de Stariques de Cassin nichant dans le système du courant de Californie a diminué, tandis que la population du système du courant d'Alaska est probablement demeurée relativement stable. Des membres des nations Hesquiaht, Ahousaht et Tla-o-qui-aht de l'île de Vancouver ont aussi relevé une diminution des effectifs de Stariques de Cassin, qu'ils ont attribué aux changements climatiques (Lerner, 2011).

Dans l'île Triangle (lieu de la plus grande colonie de Stariques de Cassin du monde), le nombre de terriers dans les parcelles permanentes a diminué de 2,5 % par année dans la période 1989-2009 (Rodway et Lemon, 2011), ce qui représente une baisse apparente du nombre de terriers de 40 % sur ces vingt années, soit environ trois générations. Le nombre de terriers dans les parcelles échantillonnées par transects dans l'île Sartine, voisine de l'île Triangle, a diminué de 48 % entre 1987 et 2006 (Hipfner *et al.*, 2010). Comme les taux d'occupation à ces deux sites n'ont pas été déterminés, on ne peut véritablement déduire le nombre d'oiseaux nicheurs à partir du nombre de terriers, mais si le nombre de terriers aux îles Triangle et Sartine est utilisé directement comme mesure de la tendance de la population de nicheurs, alors il y aurait eu perte d'environ 799 000 nicheurs à ces sites depuis la fin des années 1980.

Bien qu'aucun site canadien ne fasse l'objet d'un dénombrement annuel des oiseaux, le taux d'occupation des terriers peut être utilisé comme indice des fluctuations interannuelles de l'effectif d'une colonie donnée. Dans la période de 15 ans s'étendant de 1994 à 2008, le taux d'occupation des terriers a diminué à l'île Triangle en 1998 et en 2006-2007 (Bertram *et al.*, 2005; Hipfner *et al.*, 2010b; Morrison *et al.*, 2011). Les faibles taux d'occupation ont été reliés aux El Niños forts. Combinées à l'information démographique présentée plus haut, les données de taux d'occupation laissent penser que la tendance négative de la population de Stariques de Cassin de l'île Triangle a été caractérisée par des baisses périodiques abruptes survenant à l'occasion d'événements climatiques extrêmes, où le taux de survie des femelles est de moins de 50 %, le taux de reproduction est réduit et le taux d'occupation des terriers est faible, entre lesquels la population se rétablit lentement (M. Hipfner, comm. pers.). Des cycles similaires ont été observés pour la population des îles Farallon (Warzybok et Bradley, 2011). Le raccourcissement des intervalles entre événements extrêmes, prévu en raison des changements climatiques, fera que les populations auront moins de temps pour se rétablir. De plus, la perte d'habitat de nidification de grande qualité, qui ne serait toutefois pas responsable de la baisse de l'effectif à l'île Triangle, entravera probablement le rétablissement des populations (Hipfner *et al.*, 2010a).

Les changements océanographiques responsables de la baisse des effectifs de Stariques de Cassin à l'île Triangle se produisent dans l'ensemble du système du courant de Californie, et des baisses de population ont été rapportées aux îles Farallon (voir la section suivante sur les tendances aux États-Unis). Les similitudes dans les impacts des conditions océaniques sur la survie, le succès de reproduction et les effectifs des Stariques de Cassin sur une grande échelle géographique laissent penser que d'autres colonies canadiennes se trouvant dans ce système sont aussi touchées négativement.

Des fluctuations interannuelles des effectifs liées à des événements climatiques extrêmes ont aussi été observées dans le système du courant d'Alaska : le taux d'occupation des terriers a diminué à l'île Frederick durant l'El Niño de 1998 (Bertram *et al.*, 2005), et les densités de terriers étaient faibles en 1998 et 2005 (M. Lemon, comm. pers.). Cependant, les résultats de suivi des parcelles permanentes de trois îles du sud-est de Haida Gwaii laissent penser que les effectifs y sont relativement stables. Le nombre de terriers à l'île Ramsay a augmenté de 1 % par année entre 1984 et 2012, tandis qu'à l'île Rankine, il a diminué à un taux annuel de 1,4 % (Drever, 2012). Le nombre de terriers à l'île Copper Est a diminué d'environ 16 % de 1985 à 2009 (Rodway et Lemon, 2011). Des observations non systématiques laissent croire qu'il pourrait y avoir eu accroissement de la petite colonie de l'île Limestone Est au cours des cinq dernières années (A. Brown, comm. pers.), ainsi que de la population de l'île Reef, île voisine, depuis les années 1990 (A.J. Gaston, comm. pers.). Les résultats d'un nouveau relevé effectué en 2005 à l'île Frederick, non encore complètement analysés, pourraient indiquer une baisse d'effectif à cette localité : la densité de terriers et le taux d'occupation des terriers y étaient plus faibles qu'en 1980, mais la superficie de la colonie en 2005 n'a pas encore été calculée (Moira Lemon, comm. pers.).

La population canadienne de Stariques de Cassin fluctuent, mais il ne s'agit pas de fluctuations extrêmes au sens de l'UICN (IUCN, 2011), soit des variations du nombre total d'individus matures qui se produisent rapidement et fréquemment et qui sont généralement de plus d'un ordre de grandeur (c'est-à-dire que l'effectif se trouve accru ou réduit de plus de 10 fois). Le taux d'occupation des terriers aux îles Triangle et Frederick a diminué de 20 à 30 % après l'El Niño de 1997-1998 (Bertram *et al.*, 2005); à l'île Triangle, il a diminué d'environ 40 % après l'anomalie atmosphérique de 2005 (Hipfner *et al.*, 2010b). Ces données limitées couvrent une période de 15 ans, ou environ deux générations.

Les populations se trouvant dans des îles colonisées par des prédateurs non indigènes ont presque certainement diminué. Par exemple, une colonie d'environ 7 400 oiseaux dans l'île Helgesen, dans le sud-ouest de Haida Gwaii, a diminué de 95 % entre 1986 et 1993, à cause des ravages causés par les ratons laveurs (Gaston et Masselink, 1997). De même, des ratons laveurs et des visons introduits ont détruit des colonies de taille inconnue dans les îles Lanz et Cox, au sud-est de l'île Triangle, avant 1989 (Rodway *et al.*, 1990b). En outre, une petite colonie d'environ 320 oiseaux située sur les rochers Seabird, au large du sud-ouest de l'île de Vancouver, a été détruite entre 2003 et 2011, le plus probablement en raison d'une prédation exercée par la loutre du Canada (Carter *et al.*, 2012).

Aucune analyse de viabilité de population n'a été réalisée pour la Colombie-Britannique. Nur *et al.* (2011b) en ont réalisé une pour la population des îles Farallon, dont les résultats sont brièvement examinés plus bas. Bien que les projections de leur modèle ne peuvent être extrapolées dans le détail aux colonies canadiennes du système du courant de Californie parce que les paramètres démographiques importants diffèrent d'une région à l'autre, certaines des conclusions générales sont pertinentes pour le Canada. Leur analyse prévoit un déclin des effectifs si les fluctuations récentes des conditions océaniques persistent au cours des deux prochaines décennies.

En conclusion, si l'on extrapole la baisse de 40 % du nombre de terriers à l'île Triangle de 1989 à 2009 à l'ensemble des colonies du système du courant de Californie, lequel abrite environ 75 % de la population canadienne, et si l'on suppose que le reste de la population canadienne est demeurée stable, on arrive à inférer une baisse de population d'environ 30 % au cours des trois dernières générations. Ces hypothèses doivent cependant être vérifiées, ne l'ayant pas encore été et reposant sur des données plutôt minces. Ainsi, bien qu'il paraisse clair que des baisses ont effectivement eu lieu, on ne peut pour le moment établir de façon fiable le taux de déclin de l'espèce.

États-Unis et Mexique

Comme dans le cas de la population canadienne de Stariques de Cassin, des indices tirés des premières explorations et de terriers abandonnés montrent que les populations des États-Unis et du Mexique ont diminué par rapport à leurs niveaux historiques en raison de l'introduction de mammifères prédateurs, mais l'ampleur des pertes est inconnue. La population d'Alaska était probablement plus importante que celle de Colombie-Britannique (Ainley *et al.*, 2011). Les effectifs des îles Aléoutiennes et du golfe d'Alaska ont été

grandement réduits par la prédation exercée par les renards (Springer *et al.*, 1993). Des disparitions et des déclins de l'espèce dans des îles du sud de la Californie et de Basse-Californie attribuables à des prédateurs introduits ont aussi été rapportés (voir p. ex. Wolf *et al.* [2006]). La tendance à la baisse a été inversée dans les colonies du sud, où les espèces non indigènes ont été enlevées (Whitworth *et al.*, 2012; M. Félix-Lizárraga, comm. pers.). Il est aussi probable qu'il y ait rétablissement en Alaska : des sites d'anciennes colonies où les renards ont été éliminés ont été recolonisés par de nombreuses espèces d'oiseaux de mer (Byrd *et al.*, 2005). Cependant, il n'existe pas de données sur les tendances des effectifs du Starique de Cassin pour l'Alaska (Byrd *et al.*, 2005).

Des baisses d'effectif ont été rapportées en Oregon et dans le nord de la Californie. Les estimations des effectifs de nicheurs en Oregon sont passées de 220 oiseaux à trois sites (avec nidification probable à cinq autres sites) en 1979 à 70 oiseaux en 1988 et 20 oiseaux à un seul site en 2008 (Naughton *et al.*, 2007; Kocourek *et al.*, 2009). Cependant, une part de la baisse observée pourrait être attribuable à des différences entre les techniques de recensement utilisées dans les différentes années, le dernier relevé ayant utilisé des méthodes connues pour sous-estimer les effectifs d'oiseaux nichant dans des terriers (Kocourek *et al.*, 2009). Au rocher Castle, dans le nord de la Californie, l'effectif est passé de 5 638 à 86 oiseaux entre 1989 et 2007 (Carter *et al.*, 1992; Cunha, 2010).

Les meilleures données de tendance sont celles concernant les îles Farallon, en Californie, où l'effectif de nicheurs a diminué de plus de 85 % depuis 1971 (Lee *et al.*, 2007). Le taux de déclin y a été estimé à environ 2,4 % par année depuis 1991 (Warzybok et Bradley, 2011). Cette tendance générale s'est accompagnée de fluctuations (Warzybok et Bradley, 2011). La baisse de la population a été attribuée à des baisses de la biomasse de zooplankton et à des changements de la disponibilité de proies (voir p. ex. Ainley *et al.* [1996], Sydeman *et al.* [2001]). Wolf *et al.* (2010) prévoit que la population connaîtra une baisse absolue de 11 à 45 % d'ici la fin du présent siècle, et finira par disparaître.

Les données concernant la population des îles Farallon ont été utilisées pour effectuer une analyse de la viabilité de cette population (Nur *et al.*, 2011b). À la différence du modèle élaboré par Wolf *et al.* (2010), cette analyse de viabilité associe des facteurs stochastiques aux paramètres démographiques importants. Elle prévoit une baisse d'effectif de 27 % sur 20 ans si la fréquence des El Niños demeure au niveau des 30 dernières années (Nur *et al.*, 2011b). Si la fréquence des El Niños demeure stable et un phénomène anormal de blocage atmosphérique se produit de nouveau, alors la baisse prévue serait de plus de 62 % sur 20 ans. L'analyse de viabilité laisse par ailleurs entendre que la population pourrait demeurer stable si la prédation exercée sur les adultes était réduite; on a enregistré dans l'île un taux minimal de prédation exercée sur les nicheurs de 1 à 2 %.

Immigration de source externe

Les Stariques de Cassin vivant au sud de la Colombie-Britannique connaissent probablement des baisses d'effectifs semblables à celles des colonies canadiennes du système du courant de Californie. Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que la population canadienne soit accrue grâce à une dispersion d'individus issus des colonies des États de Washington, d'Oregon ou de Californie. De plus, les stariques nichant dans le sud de la Californie et en Basse-Californie appartiennent probablement à une sous-espèce différente (Wallace *et al.*, sous presse). Les tendances pour l'Alaska sont indéterminées, mais il y a lieu de croire que l'espèce s'y serait dans une certaine mesure rétablie de ces baisses passées.

Le plus grand frein à l'immigration depuis l'Alaska est probablement les fortes philopatrie natale et fidélité au site de nidification chez cette espèce. Malgré ces caractéristiques, il a été observé que l'espèce a déjà recolonisé certaines îles (voir **Espèces introduites**).

Ce qui risque le plus probablement de faire disparaître certaines colonies de Stariques de Cassin dans le système du courant de Californie est le réchauffement de l'océan, possiblement combiné à la modification de la végétation et à la prédation exercée par des mammifères. Dans le système du courant d'Alaska, le principal facteur de risque est l'introduction de mammifères prédateurs. Le renversement du réchauffement de l'océan est peu probable dans un avenir prévisible, ce qui représente un frein pour l'immigration. De plus, comme on prévoit que les impacts de ce réchauffement couvriront une vaste zone géographique, la disponibilité de populations sources potentielles s'en trouvera réduite.

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Les Stariques de Cassin sont exposés, aussi bien dans leur habitat terrestre que dans leur habitat marin, à diverses menaces dont l'échelle varie de l'échelle locale à celle de l'océan entier (voir p. ex. Ainley *et al.* [2011], BC Ministry of Environment [2004]). Leur concentration aux colonies durant la période de nidification et dans les secteurs océaniques riches en proies les rend vulnérables à certaines menaces (p. ex. prédateurs introduits et déversements d'hydrocarbures). Cependant, leur importante population et leur vaste aire de répartition diminuent le risque de disparition de l'espèce au Canada.

L'importance des menaces pesant sur la population britanno-colombienne de Stariques de Cassin a été évaluée au moyen du Tableau d'évaluation des menaces du COSEPAC. L'impact global des menaces calculé à partir des résultats est de « très élevé » à « moyen » (annexe 2).

Pollution par les hydrocarbures et d'autres contaminants

Les effets létaux et sublétaux des hydrocarbures sur les oiseaux de mer ont été largement traités (voir p. ex. Burger et Fry [1993], Camphuysen [2007]), et la pathologie des Stariques de Cassin exposés à ces substances a été décrite (Fry et Lowenstine, 1985). Les alcidés sont considérés comme hautement vulnérables à la pollution par les hydrocarbures parce qu'ils passent une grande partie de leur temps sur l'eau, nichent en colonie, s'alimentent en chassant en plongée et se tiennent souvent en groupe en mer (voir p. ex. Camphuysen [2007]). Cependant, à la différence de bon nombre d'autres alcidés, les Stariques de Cassin ne se rassemblent pas dans les eaux voisines de leurs colonies, ce qui peut réduire leur vulnérabilité à la contamination par les hydrocarbures (USFWS, 2006). Néanmoins, comme l'ont souligné Bertazzon *et al.* (2014), un seul déversement catastrophique dans les eaux de la région de l'île Triangle pourrait mettre en péril plus de 50 % de la population mondiale de l'espèce.

Des cas de mortalité dus à des déversements d'hydrocarbures ont été rapportés en Colombie-Britannique et ailleurs. Environ 32 % de la mortalité rapportée d'oiseaux de mer par suite du déversement d'hydrocarbures du *Nestucca* en 1988 consistait en des Stariques de Cassin (Burger, 1992). Des cas de mortalité ont aussi été signalés après le déversement de l'*Apex Houston* en Californie (Page *et al.*, 1990). Bien qu'on parle surtout des grands déversements catastrophiques d'hydrocarbures, les rejets plus fréquents de déchets d'hydrocarbures qui se produisent à plus petite échelle (souvent qualifiés de « chroniques ») pourraient introduire davantage d'hydrocarbures dans les eaux marines (National Research Council, 2003; Camphuysen, 2007). L'accroissement prévu de la circulation de navires-citernes et de navires de croisière le long des côtes de la Colombie-Britannique devrait accroître le mazoutage chronique dans la région (Johannessen *et al.*, 2007). À cet égard, le transport maritime proposé de bitume dilué (projet Northern Gateway) et de gaz naturel liquéfié (plusieurs projets) depuis des ports du nord de la province est particulièrement préoccupant, car ces projets donneraient lieu à un accroissement de la circulation de navires-citernes au voisinage et à travers d'importantes concentrations de Stariques de Cassin se trouvant en train de nicher ou de rechercher de la nourriture (National Energy Board et Canadian Environmental Assessment Agency, 2013), d'où une hausse des risques de contamination de l'espèce par les hydrocarbures. En outre, le doublement proposé de l'oléoduc Trans Mountain, qui débouche dans le sud de la côte de la province, accroîtrait la circulation de pétroliers dans les eaux marines utilisées par des Stariques de Cassin au sud-ouest de l'île de Vancouver (National Energy Board, 2013).

Malgré les risques décrits ci-dessus, la surveillance accrue des déversements d'hydrocarbures dans les eaux marines de la Colombie-Britannique, assurée par le Programme national de surveillance aérienne (PNSA), pourrait donner lieu à une réduction de la contamination chronique par les hydrocarbures dans au moins une partie des eaux fréquentées par les Stariques de Cassin. La proportion de carcasses d'oiseaux et de plages mazoutées trouvées lors des relevés des oiseaux échoués sur les plages réalisés sur la côte ouest de l'île de Vancouver a diminué depuis le lancement du PNSA au début des années 1990, ce qui laisse penser que la surveillance aurait un effet dissuasif

(O'Hara *et al.*, 2009). O'Hara *et al.* (2013) ont présenté des données montrant que les taux de rejet d'hydrocarbures ont diminué avec l'accroissement de la surveillance dans le détroit de Georgia, où la surveillance a été intense; les indices d'une telle relation étaient faibles ou inexistants pour les eaux de la côte ouest et de la côte nord de l'île de Vancouver, où la surveillance a été moins intense. Cette étude était fondée sur les données allant jusqu'en 2006. Le PNSA a accru sa surveillance le long de la côte depuis 2006, mais les impacts de cet accroissement sur les rejets d'hydrocarbures dans une grande partie de l'aire de répartition des Stariques de Cassin (voir les figures 4 et 5) ne sont pas encore connus.

Les concentrations d'organochlorés et de métaux lourds chez les Stariques de Cassin de Colombie-Britannique sont faibles et ne devraient pas avoir d'effets graves à l'échelle de la population (Elliot et Noble, 1993; Elliott et Scheuhammer, 1997). La contamination des Stariques de Cassin de Haida Gwaii par les pesticides organochlorés s'est avérée généralement plus faible que celle mesurée chez la plupart des autres espèces d'oiseaux de mer examinées (Elliott *et al.*, 1997). Hipfner *et al.* (2011) a observé que la charge de mercure variait peu au cours de la période de reproduction ou entre années à l'île Triangle.

Réchauffement de l'océan et changements climatiques

Selon certains chercheurs, la sensibilité du Starique de Cassin aux cycles naturels du climat océanique le rendrait vulnérable aux changements climatiques (voir p. ex. Wolf *et al.* [2010], Nur *et al.* [2011b]). Sydeman *et al.* (2009) ont avancé que les changements climatiques anthropiques ont été en bonne partie responsables des baisses observées de la productivité de l'espèce au cours des dernières décennies, une certaine part de la variabilité observée s'expliquant toutefois par des cycles naturels comme ceux associés aux épisodes El Niño et à l'oscillation décennale du Pacifique.

Les effets des changements climatiques sur les écosystèmes marins ont été examinés (voir p. ex. IPCC [2007], Doney *et al.* [2012]). Les conséquences prévues comprennent un accroissement de la température des océans, de la variabilité des conditions océanographiques — notamment de la fréquence ou de l'amplitude des épisodes El Niño —, de l'acidification des océans, de la fréquence et de l'intensité des tempêtes, et des précipitations dans certaines régions (voir p. ex. Meehan *et al.* [1999], Guilyardi [2006], IPCC [2007]). Les impacts négatifs probables du réchauffement des eaux océaniques et de la fréquence des épisodes El Niño sur les Stariques de Cassin ont été évalués sur la base de comparaisons de paramètres reproductifs et des taux de survie entre années aux eaux froides et années aux eaux chaudes (voir **BIOLOGIE**). L'existence de liens entre les phases d'eaux chaudes des cycles naturels et une productivité et des taux de survie réduits chez les Stariques de Cassin dans le système du courant de Californie et, dans une moindre mesure, dans celui du courant d'Alaska, est bien établie (voir p. ex. Bertram *et al.* [2005], Hipfner [2008], Morrison *et al.* [2011], Nur *et al.* [2011b]). L'accroissement de la fréquence de ce type d'événements et le réchauffement sous-jacent de l'océan devraient résulter en une désynchronisation de plus en plus fréquente entre période d'élevage des jeunes et période d'abondance de proies. Les oiseaux de l'île Triangle ne semblent pas disposer d'une source d'alimentation alternative de grande qualité quand ils ne peuvent compter sur leurs proies principales (Hipfner, 2009).

L'accroissement de l'acidification de l'océan devrait avoir un impact négatif sur les organismes renfermant du carbonate de calcium, dont certains organismes phytoplanctoniques et zooplanctoniques (DFO, 2012). Les effets négatifs sur les niveaux trophiques inférieurs devraient se répercuter sur les proies des Stariques de Cassin. Par ailleurs, l'accroissement de la fréquence et de l'intensité des tempêtes pourraient réduire les taux de survie hivernaux des oiseaux (Meehan *et al.*,1999) ainsi que la qualité de leur habitat de reproduction du fait des chablis et de la régénération dense subséquente d'épinettes. Enfin, la hausse des précipitations pourraient faire que les oisillons ne se trouveraient plus aussi bien protégés dans les terriers (Meehan *et al.*,1999).

Les changements climatiques pourraient causer des redistributions à grande échelle des oiseaux de mer. Thompson *et al.* (2012) ont observé un accroissement de l'effectif de Stariques de Cassin dans le tourbillon océanique d'Alaska en toutes saisons, et avancé que le déplacement vers le pôle des isothermes et les changements saisonniers de température pourraient rendre le milieu marin plus propice aux oiseaux dans cette région en allongeant la période de disponibilité de proies.

Vu la grande étendue géographique de cette menace, et les données indiquant des liens entre les eaux océaniques chaudes et les baisses des populations de Stariques de Cassin à deux endroits du système du courant de Californie très éloignés l'un de l'autre, toutes les colonies canadiennes se trouvant dans ce système (soit environ 75 % de l'ensemble de la population canadienne) pourraient être mises en péril par les changements climatiques anthropiques. Par contre, les impacts sur les oiseaux nichant dans le système du courant d'Alaska seront probablement moins importants, du moins à court ou moyen terme.

Espèces introduites

Divers animaux non indigènes, dont des rats, des ratons laveurs et des visons introduits, constituent encore une menace grave pour les colonies nicheuses de Stariques de Cassin en Colombie-Britannique (Bailey et Kaiser, 1993; Harfenist *et al.*, 2002). Le rat noir et le rat surmulot (*Rattus rattus* et *R. norvegicus*, respectivement) ont eu une incidence sur les Stariques de Cassin dans cinq îles, toutes de Haida Gwaii, où ils ont causé la disparition de trois colonies et de possibles baisses d'effectif aux autres colonies (tableau 3). Les rats consomment des adultes, des jeunes au nid et des œufs. Il y a risque que des rats d'îles infestées par ces rongeurs gagnent à la nage de nouvelles îles abritant une colonie, mais les faibles distances de dispersion que peuvent parcourir les rats en eaux marines froides (pas plus d'environ 300 m; Taylor, 1984) limitent le nombre de colonies menacées par le phénomène. Cependant, les rats peuvent atteindre de nouvelles colonies par l'entremise de bateaux commerciaux ou récréatifs, ou de navires naufragés. Les activités associées aux nombreux camps de pêche de l'île Langara pourraient donner lieu à une réintroduction de rats dans la colonie de cette île.

Tableau 3. Colonies britanno-colombiennes de Stariques de Cassin touchées par des prédateurs introduits (Rodway *et al.*, 1990b; Gaston et Masselink 1997; Harfenist *et al.*, 2002).

Île/îlot	Espèces introduites	Impact sur la colonie
Langara	Rat	Disparition
Cox	Rat	Disparition
Helgesen	Raton laveur	Baisse de 95 % de 1986 à 1993
Saunders	Raton laveur	Disparition
St. James	Rat	Disparition
Kunghit	Rat, raton laveur	Baisse présumée
Rock [1]	Raton laveur	Selon une observation en 1992
Skincuttle [1]	Raton laveur	Selon une observation en 1992
George [1]	Raton laveur	Selon une observation en 1992
Alder	Raton laveur	
Ramsay	Raton laveur	
Murchison	Rat	Baisse présumée
East Limestone	Raton laveur	
Skedans	Raton laveur	
Lanz	Vison	Disparition
Cox	Vison, raton laveur	Disparition

[1] L'information concernant ces îles est douteuse.

Des ratons laveurs ont été observés dans au moins 9, et peut-être 11, îles abritant une colonie; ils ont éliminé ou réduit les populations de Stariques de Cassin nicheurs dans la plupart de ces îles (voir p. ex. Gaston et Masselink [2007]). Ils excavent les terriers de stariques et consomment des adultes, des poussins et des œufs. Comme les ratons laveurs peuvent facilement nager d'une île à l'autre, ils constituent une menace constante. Selon le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique (British Columbia Conservation Data Centre, 2012), la prédation par les ratons laveurs menace 80 % des colonies canadiennes de Stariques de Cassin, ou 20 % de la population.

Des visons et des ratons laveurs ont été introduits dans les îles Lanz et Cox et y avaient probablement éliminé des populations de Stariques de Cassin de tailles inconnues à la fin des années 1980 (Bailey et Kaiser, 1993). La prédation par les visons d'oiseaux tentant de nicher dans l'île Lanz s'est poursuivie au cours des deux dernières décennies (Rodway *et al.*, 1990b; Hipfner *et al.*, 2010a).

Les rats ont été éradiqués des îles Langara et St. James à Haida Gwaii (Kaiser *et al.*, 1997; Golumbia, 2000), et une colonie de Stariques de Cassin, de petite taille, est réapparue à l'île Langara (Regehr *et al.*, 2007). Les ratons laveurs ont été éliminés des îles Helgesen, Saunders et Limestone Est, mais comme ces îles se trouvent à proximité d'endroits abritant des ratons laveurs, il est probable qu'elles soient recolonisées par ce prédateur (voir p. ex. Brown [2010], Gaston *et al.* [2011]).

Dans les îles Helgesen et Saunders, des organismes des gouvernements fédéral et provincial ont élaboré des plans de surveillance et de gestion en collaboration avec le Conseil de la nation haïda et une société locale de conservation (Harfenist *et al.*, 2000). Ces plans prévoyaient une surveillance annuelle de la présence de ratons laveurs aux colonies et l'abattage de tous les ratons laveurs trouvés. Parcs Canada et la Laskeek Bay Conservation Society (société de conservation de la baie Laskeek) poursuivent leur surveillance annuelle (D. Argument, comm. pers.; Brown, 2010), mais le Service canadien de la faune effectue une surveillance à une fréquence de beaucoup réduite (L. Wilson, comm. pers.) et BC Parks (service des parcs de la Colombie-Britannique) n'a pas surveillé la présence de ratons laveurs au cours de la dernière décennie (L. Stefanyuk, comm. pers.).

Ailleurs dans l'aire de répartition du Starique de Cassin, les effectifs de l'espèce ont aussi été réduits par des prédateurs introduits : renards roux et renards arctiques (*Vulpes vulpes* et *Alopex lagopus;* Alaska), rats (Alaska, Californie, Basse-Californie) et chats (*Felis catus*; Californie, Basse-Californie; voir p. ex. Bailey et Kaiser [1993], Wolf *et al.* [2006]). D'importants efforts d'éradication ont été réalisés en Alaska, en Californie et en Basse-Californie, et les Stariques de Cassin sont par la suite revenus à au moins certaines de leurs anciennes colonies (Aguirre-Mu***ñ*oze et al., *2011;* Whitworth *et al.*, 2012; M. Félix Lizárraga, comm. pers.; B. Keitt, comm. pers.*)*.

L'Alaska a élaboré un protocole d'intervention pour faire face aux éventuelles introductions de rats dans les îles abritant des colonies d'oiseaux de mer par suite de naufrages (Ebbert *et al.*, 2007). Il n'existe pas de plan semblable au Canada. Cependant, Parcs Canada a produit une brochure décrivant les mesures que peuvent prendre les plaisanciers pour éviter de transporter des rats dans des îles de Haida Gwaii.

Des herbivores ont aussi été introduits dans certaines colonies de Stariques de Cassin. Des lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus)* ont été lâchés dans l'île Triangle, et des cerfs de Sitka (*Odocoileus hemionus sitkensis*) sont aujourd'hui présents dans la plupart des îles de Haida Gwaii. Il n'existe aucune étude publiée sur les impacts de ces deux espèces d'herbivores sur les Stariques de Cassin. Cependant, dans le sud de la Californie et en Basse-Californie, les herbivores introduits sont considérés comme constituant une menace pour les Stariques de Cassin parce qu'ils endommagent l'habitat par leur piétinement et fragilisent les sols en éliminant des végétaux ou en modifiant la végétation (McChesney et Tershy, 1998; Aguirre-Mu***ñ*oze et al., *2011)*.

Enfin, certains végétaux non indigènes qui prennent la place de végétaux indigènes ont aussi été considérés comme constituant une menace dans le sud de la Californie, parce qu'ils accroissent la salinité des sols et les taux d'érosion (Adams, 2008). Par contre, certains végétaux non indigènes peuvent stabiliser le sol à certains endroits (M. Hester, comm. pers., cité dans Adams, 2008).

Modification de la végétation

Des modifications importantes des communautés végétales ont été décrites à un certain nombre de colonies de Stariques de Cassin de Colombie-Britannique. Dans certains cas, elles pourraient être dues au fait que les conditions climatiques locales deviennent plus sèches et plus chaudes (Hipfner *et al.*, 2010a). Dans les îles Triangle et Sartine, il y a eu des baisses importantes des peuplements de deschampsie cespiteuse, plante qui offre aux stariques un habitat de grande qualité, et concurremment des hausses du couvert de ronce remarquable, moins propice à l'espèce (Hipfner *et al.*, 2010a). Bien qu'on ne pense pas que les altérations observées soient responsables des baisses d'effectif de Stariques de Cassin nicheurs à ces sites, la perte d'habitat de qualité peut freiner le rétablissement de l'espèce (Hipfner *et al.*, 2010a).

Des chablis et une régénération dense d'épinettes de Sitka entraînant une perte d'habitat de nidification pour le Starique de Cassin ont été décrits dans deux îles du sud-est de Haida Gwaii (Rodway et Lemon, 2011). L'accroissement des tempêtes de vent, prévu par les scénarios de changements climatiques (voir plus haut), va probablement exacerber la menace que constituent le déracinement d'arbres et la régénération dense d'épinettes.

Transport maritime

Le passage de navires dans les eaux marines utilisées par les Stariques de Cassin est associé à des niveaux non quantifiés de perturbation et à des risques de mortalité ou de blessure par collision. Les Stariques de Cassin peuvent être chassés de leurs aires d'alimentation par la circulation de bateaux, mais la distance d'approche des bateaux à laquelle les adultes ou les jeunes s'en vont et le temps qu'ils prennent pour revenir à l'endroit qu'ils ont quitté sont inconnus. Les lumières artificielles peuvent désorienter les Stariques de Cassin, ce qui peut les faire percuter des structures (voir **Activité humaine)**; il est donc probable que les lumières des bateaux accroissent le risque de collision. Comme il a été dit précédemment (voir **Pollution par les hydrocarbures et d'autres contaminants**), la circulation de bateaux devrait augmenter dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Les impacts de l'accroissement du transport maritime dépendront du degré de chevauchement des routes maritimes avec les aires d'alimentation des Stariques de Cassin.

Pêches

Les pêches peuvent avoir une incidence sur les Stariques de Cassin du fait des prises accessoires de ces oiseaux dans les filets maillants et de la concurrence qu'elles exercent pour les proies. Il existe des données sur les prises accessoires, mais la concurrence pour les proies demeure une hypothèse non vérifiée.

Selon leur extrapolation fondée sur les données de prises accessoires, Smith et Morgan (2005) ont estimé que les prises accessoires annuelles moyennes par l'ensemble de la flottille de pêche au filet maillant n'auraient été que de 31 Stariques de Cassin (minimum de 3, maximum de 62) dans la période 1995-2001. Ce niveau de capture est relativement faible par rapport à celui de nombreuses autres espèces d'oiseaux de mer. De petits nombres de Stariques de Cassin ont aussi été pris dans une pêche expérimentale au calmar réalisée au large de la Colombie-Britannique dans les années 1970 et 1980 (DeGange *et al.*, 1993). Les prises accessoires dans les pêches canadiennes ne sont pas considérées comme étant une menace grave actuellement.

Des euphausiacés et des sébastes, organismes dont s'alimentent les Stariques de Cassin, sont pêchés en Colombie-Britannique. L'*Euphausia pacifica* est pêché commercialement depuis les années 1970 dans des bras de mer du détroit de Georgia pour approvisionner des aquariums et des exploitations salmonicoles (DFO, 2013). Comme la pêche d'euphausiacés est interdite dans les eaux du large, le chevauchement spatial entre cette pêche et les aires d'alimentation des Stariques de Cassin est minime. Par conséquent, il est peu probable que la pêche d'euphausiacés constitue actuellement une menace importante pour l'alimentation des stariques. Par ailleurs, la pêche commerciale et récréative des sébastes pourrait réduire la disponibilité de larves de ces poissons pour les stariques (Vermeer *et al.*, 1997), impact qui n'a toutefois fait l'objet d'aucune estimation.

Activités humaines diverses

Les activités humaines peuvent endommager l'habitat de nidification des Stariques de Cassin et nuire aux oiseaux (voir p. ex. Ainley *et al.* [2011]). Les menaces sont principalement associées aux activités récréatives, mais elles peuvent aussi résulter d'activités scientifiques ou commerciales. Des terriers de nidification peuvent s'effondrer sous les pas des marcheurs, les nids ainsi exposés pouvant alors être attaqués par des prédateurs ou abandonnés par les adultes. En milieu forestier, la chambre de nidification est souvent la partie la plus fragile du terrier et donc la plus vulnérable à l'effondrement (A. Harfenist, obs. pers.). Des dommages causés par des pêcheurs commerciaux ou sportifs, ainsi que par des kayakistes, ayant marché dans des colonies ont été observés à Haida Gwaii (A. Harfenist, obs. pers.). Comme les oiseaux ne sont pas actifs à la colonie durant le jour, les visiteurs peuvent ne pas se rendre compte qu'une colonie est présente ni des dommages qu'ils causent. En outre, les projets de recherche dans lesquels des adultes ou des poussins sont manipulés peuvent entraîner la mort d'oiseaux ou une réduction de croissance chez les poussins (A. Harfenist, obs. pers.). De plus, les activités qui altèrent le littoral durant la période de nidification, comme la récupération de grumes, peuvent détruire des nids du faible pourcentage de Stariques de Cassin qui nichent dans des empilements de bois de grève.

Les lumières artificielles, dont celles des postes de mouillage et des cabines de bateaux, des lanternes, des feux de camp et des camps de pêche, peuvent attirer et désorienter les oiseaux, qui peuvent alors se tuer ou se blesser en percutant des structures et des cordages. Une ancienne méthode de chasse des Stariques de Cassin consistait à allumer des feux de camp pour les attirer (Heath, 1915). Les lumières artificielles proches des colonies peuvent aussi accroître les taux de prédation de Stariques de Cassin par d'autres oiseaux (Adams, 2008).

Vu l'isolement de bon nombre des colonies de Colombie-Britannique, les dommages causés par les activités humaines sont probablement assez localisés et de faible intensité. La colonie la plus accessible, celle de l'île Cleland, se trouve dans une réserve écologique d'accès interdit, interdiction que semblent bien faire respecter les exploitants locaux de bateaux touristiques (A. Harfenist, obs. pers.).

Développement énergétique extracôtier

Le développement gazier et pétrolier et les éoliennes extracôtiers peuvent présenter un risque pour les Stariques de Cassin dans l'avenir. L'exploration et l'exploitation gazières et pétrolières sont associées à un risque élevé de déversements d'hydrocarbures et de problèmes liés aux lumières. Le niveau de risque que présentent les éoliennes est inconnu.

Nombre de localités

Les colonies sont chacune considérées comme des localités distinctes (IUCN, 2011) parce que certaines des menaces pesant sur les oiseaux, dont la menace grave que constituent les prédateurs introduits, sont propres à chacune des colonies. Par conséquent, le nombre de localités (62) est égal au nombre de colonies.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Les Stariques de Cassin sont protégés au Canada par des lois fédérales et provinciales. La *Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* protège les oiseaux, leurs nids et leurs œufs contre la chasse et la cueillette. La *Loi sur les parcs nationaux du Canada* protège les colonies de nidification se trouvant à l'intérieur des parcs nationaux. À l'échelon provincial, les oiseaux (sauf ceux se trouvant sur des terres fédérales) sont protégés aux termes de la *Wildlife Act*; des aires de gestion d'espèces sauvages (Wildlife Management Areas) ont été établies pour protéger les colonies de nidification en vertu de cette loi. L'habitat de nidification est protégé dans les réserves écologiques établies aux termes de l'*Ecological Reserves Act*. Le Starique de Cassin est une espèce désignée (Identified Species), et ses colonies de nidification figuraient parmi les zones d'habitat d'espèces sauvages (Wildlife Habitat Area, WHA) établies aux termes de la stratégie de gestion des espèces sauvages désignées (Identified Wildlife Management Strategy) adoptée en vertu de la *Forest Range and Practices Act*. La

désignation des WHA établies pour protéger les colonies en vertu de cette loi a été annulée, et les colonies sont aujourd'hui officiellement protégées par la province et la nation haïda aux termes de la *Protected Areas of British Columbia (Conservancies and Parks) Amendment Act* (2008 et 2009). Les WHA sont mentionnées ici parce qu'il y est fait référence dans divers documents et des sites Web. Les types de protection dont bénéficient les colonies de nidification des Stariques de Cassin en Colombie-Britannique sont présentés au tableau 4.

Tableau 4. Types de protection pour les sites de nidification des Stariques de Cassin en Colombie-Britannique (fondé sur Harfenist *et al.* [2002] et augmenté).

Type de protection [1]	Nombre d'îles/groupes d'îles [2]	Localisation
Parc national/réserve de parc national	24	Toutes les îles de la réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas; rochers Seabird
Réserve écologique	19	Lepas, Hippa, Cleland, Triangle, Solander, Sartine, Beresford, Glide, Moore, McKenney, Byers, Conroy, Sinnett, Harvey, Herbet, Bright, Storm, Reid, Tree
Site du patrimoine haïda et de conservation de Haida Gwaii	24	Toutes les colonies de Haida Gwaii se trouvant à l'extérieur de Gwaii Haanas
Parc provincial	2	Lanz, Cox
Aire de gestion d'espèces sauvages (WMA) [3]	3	Reef, Limestone, Skedans
Aucun	1	Egg

[1] Jusqu'à récemment, 19 colonies de Haida Gwaii étaient désignées zones d'habitat d'espèces sauvages (Wildlife Habitat Areas). Cette désignation ne s'applique plus parce que les colonies se trouvent maintenant dans les sites du patrimoine haïda et de conservation de Duu Guusd, de Daawuuxusda et de K̲'uuna Gwaay.

[2] Le total ne correspond pas au nombre total de colonies en Colombie-Britannique parce qu'il y a des chevauchements entre désignations.

[3] Cette désignation va devenir obsolète parce que les îles concernées se trouvent dans les sites du patrimoine et de conservation de Kunx̲alas et de K̲'uuna Gwaay.

En mer, les Stariques de Cassin sont protégés par la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada* (à l'intérieur des aires marines nationales de conservation) et la *Loi sur les océans* (à l'intérieur des zones de protection marine). La protection de l'espèce dans l'aire de protection marine des îles Scott proposée serait assurée aux termes de la *Loi sur les espèces sauvages du Canada*. La responsabilité de la réglementation concernant les prises accessoires d'oiseaux de mer dans les pêches est partagée par Environnement Canada (*Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*) et Pêches et Océans Canada (*Loi sur les pêches, Loi sur les océans, Loi sur le ministère des Pêches et des Océans)*.

Aux États-Unis, les Stariques de Cassin sont protégés aux termes de la *Migratory Bird Treaty Act*.

Au Mexique, l'espèce figure sur la liste fédérale des espèces menacées (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales [2002] cité dans Wolf *et al.* [2006]).

Statuts et classements non juridiques

Les cotes de conservation du Starique de Cassin établis par NatureServe et le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique sont présentées ci-dessous (S2 = en péril; S3 = vulnérable; S4 = apparemment non en péril).

Cote mondiale et cote mondiale arrondie : G4 (1996) = apparemment non en péril
Catégorie de la liste rouge de l'UICN : préoccupation mineure

Cote nationale pour le Canada : N2N3B (2011)
Cotes infranationales pour la Colombie-Britannique: S2S3B, S4N (2005)
Statut de conservation provincial : espèce préoccupante (liste bleue)

Situation générale au Canada : 3 = sensible (2005).

Cote nationale pour les États-Unis : N4
Alaska : S4
Washington : S3
Oregon : S2B
Californie : S2S4

Le Starique de Cassin est une espèce prioritaire de la région de conservation des oiseaux 5 (forêt pluviale du nord du Pacifique) (Environment Canada, 2013); il est classé comme « moyennement préoccupant » en matière de conservation dans le Plan de conservation des oiseaux aquatiques du Canada (Milko *et al.*, 2003), volet canadien du North American Waterbird Conservation Plan (Kushlan *et al.*, 2002). Le Starique de Cassin est considéré comme un oiseau hautement préoccupant dans l'Alaska Seabird Conservation Plan (USFWS, 2006), et il figure sur la liste des oiseaux préoccupants en Californie dans sa période de reproduction (California Bird Species of Special Concern — breeding) (Adams, 2008).

Protection et propriété de l'habitat

La grande majorité des colonies de nidification des Stariques de Cassin bénéficient d'un certain niveau de protection. Au Canada, toutes les colonies actuellement existantes sauf une (celle de l'île Egg, dont l'effectif estimé n'est que de 10 individus) profitent d'une protection officielle (tableau 4). Trois colonies historiques, actuellement disparues, existaient dans la réserve de parc national et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas ou le site du patrimoine et de conservation Daawuuxusda (Daawuuxusda Heritage Site/Conservancy). Deux îles d'où le Starique de Cassin a été éradiqué par des ratons laveurs ou des visons se trouvent dans un parc provincial.

Les désignations d'aires protégées devraient empêcher la plupart des travaux de développement et des introductions délibérées d'espèces non indigènes, et restreindre certaines activités humaines. Elles ne préviennent pas cependant les introductions accidentelles d'espèces non indigènes. De plus, l'application des mesures de protection n'est habituellement pas rigoureuse en raison de l'isolement de la plupart des colonies. La réserve écologique de l'île Hippa accueille de petits nombres de visiteurs qui peuvent endommager l'habitat et déranger les oiseaux. En revanche, à l'île Cleland, réserve écologique qui attire de nombreuses croisières touristiques, les exploitants des bateaux font respecter l'interdiction de visiter l'île.

Aux États-Unis, la plupart des sites de reproduction sont protégés du fait qu'ils se trouvent dans le réseau des refuges fauniques nationaux ou celui des parcs nationaux. Au Mexique, l'île Guadalupe et les îlots environnants ont été désignés réserve de la biosphère (Wolf *et al.*, 2006).

L'habitat marin du Starique de Cassin n'est pas aussi largement protégé. Au Canada, l'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas et la zone de protection marine du mont sous-marin Bowie couvrent une partie des eaux marines utilisées par les Stariques de Cassin. Cependant, on ne sait pas très bien pour le moment à quel point les oiseaux se trouvent protégés dans ces aires désignées, étant donné que la circulation de navires et les activités de pêche y sont autorisées à l'intérieur ou au voisinage.

Aux États-Unis, les sanctuaires marins nationaux couvrent les eaux marines utilisées par les Stariques de Cassin. Par ailleurs, au Mexique, la réserve de l'île Guadalupe comprend les eaux marines entourant l'île et les îlots voisins.

Sans fournir une protection officielle, la désignation de colonies et/ou des eaux marines environnantes comme zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO) ou réserves de la biosphère constitue une reconnaissance de l'importance de ces lieux pour la faune. La localisation des ZICO le long de la côte canadienne du Pacifique est présentée à l'adresse http://www.ibacanada.ca/mapviewer.jsp?lang=fr. La réserve de la biosphère de Clayoquot Sound comprend l'île Cleland et des eaux utilisées par les Stariques de Cassin. Des ZICO et des réserves de la biosphère englobant des colonies et de l'habitat marin de l'espèce ont également été établies aux États-Unis et au Mexique.

Conclusions concernant les statuts et la protection juridiques

La protection officielle, qui couvre pratiquement l'entièreté de l'habitat de nidification de l'espèce en Colombie-Britannique, n'offre qu'une protection partielle contre la menace la plus notable et la plus facile à prévenir dans cet habitat : les mammifères prédateurs introduits. L'habitat est protégé contre les activités humaines dans une certaine mesure, mais l'application des mesures de protection est négligeable dans une grande partie de l'aire britanno-colombienne de l'espèce en raison de l'isolement des îles que celle-ci occupe. Par ailleurs, on ne sait pas très bien à quel point il est probable qu'il y ait gestion active des modifications de la végétation étant donné que les colonies sont protégées.

La protection existante d'habitat marin n'a pas été établie pour les oiseaux de mer (zones de protection marine) ou ne couvre pas du tout les eaux du large que préfèrent les Stariques de Cassin (aires marines nationales de conservation). De plus, ni l'une ni l'autre de ces désignations ne peut offrir de protection contre les impacts du réchauffement de l'océan, probablement la menace la plus grave pesant sur la majorité des Stariques de Cassin du Canada.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Remerciements

Des remerciements pour leur aide généreuse à la rédaction du présent rapport sont adressés à Doug Bertram, Mark Hipfner, Moira Lemon et Ken Morgan d'Environnement Canada, qui ont fourni des idées, des données inédites, des manuscrits et des liens vers de la documentation additionnelle. Des données ou documents inédits ont aussi été généreusement fournis par les personnes suivantes : Mark Drever, Rhonda Millikin et Laurie Wilson (Environnement Canada); David Argument, Carita Bergman, Michael Collyer et Janet Mercer (Parcs Canada); Sarah Wallace (Université Queen's); Ainsley Brown (Laskeek Bay Conservation Society); Karen Barry (Études d'Oiseaux Canada). Des contributions concernant les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) ont été apportées par le Sous-comité des CTA du COSEPAC, Rebecca Wigen (Université de Victoria) et John Lerner (Ecolibrio). Alvin Cober (Ministry of Forests, Lands and Natural Resources Operations de la Colombie-Britannique) a gentiment expliqué les changements apportés au fil du temps à la protection des colonies de Haida Gwaii. Lucy Stefanyk (BC Parks) a fait le point sur la gestion des sites du patrimoine haïda et de conservation de Haida Gwaii. Le tableau d'évaluation des menaces (annexe 2) a été établi avec l'aide de Ruben Boles et Ken Morgan (Environnement Canada), Alan Burger (Université de Victoria), Dave Fraser (Ministry of Environment de la Colombie-Britannique), Jon McCracken (Études d'Oiseaux Canada), Julie Perrault (COSEPAC) et Mary Sabine (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

Des données inédites, des manuscrits et des liens vers de la documentation additionnelle concernant les Stariques de Cassin à l'extérieur du Canada ont été généreusement fournis par Robert Kaler (U.S. Fish and Wildlife Service), Scott Pearson (Washington Dept. Fish and Wildlife), Shawn Stephensen (U.S. Fish and Wildlife Service), Richard Golightly (Humboldt State University), Harry Carter (Carter Biological Consulting), Russell Bradley (PRBO Conservation Science), Nick Holmes et Brad Keitt (Island Conservation), María Félix-Lizárraga (Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., Ensenada), et James Lovvorn (Southern Illinois University).

L'aide d'Alain Filion (COSEPAC), qui a établi la carte de la répartition canadienne de l'espèce et calculé la superficie des zones d'occupation et d'occurrence, a été grandement appréciée. Le rapport a aussi été enrichi par les précieux commentaires de Christine Abraham, Ruben Boles, David Fraser, Vicki Friesen, Tony Gaston, Mark Hipfner, Marty Leonard, Ken Morgan, Marie-France Noel, Jennifer Shaw, Iain Stenhouse et Marc-André Villard. Le financement du rapport a été assuré par Environnement Canada.

Experts contactés

Les experts suivants ont été contactés pour ce rapport :

Rhonda Millikin (Ph.D.) (chef intérimaire/Évaluation des populations) et Shelagh Bucknell (adjointe aux services administratifs), Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique)

Patrick Nantel (Ph.D.) (biologiste de la conservation) et Tamaini Snaith (Ph.D.) (conseillère spéciale), Parcs Canada, Gatineau (Québec)

Robert Anderson (Ph.D.) (chercheur scientifique), Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario)

Dean Nernberg (agent responsable des espèces en péril), ministère de la Défense nationale, Ottawa (Ontario)

David Fraser (Scientific Authority Assessment), Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique)

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique)

Neil Jones (coordonnateur des connaissances traditionnelles autochtones), Secrétariat du COSEPAC, Gatineau (Québec)

SOURCES D'INFORMATION

Abraham, C.L., et W.J. Sydeman. 2004. Ocean climate, euphausiids and auklet nesting: inter-annual trends and variation in phenology, diet and growth of a planktivorous seabird, *Ptychoramphus aleuticus*. Marine Ecology Progress Series 274:235-250.

Acheson, S.R. 1998. In the wake of the *ya'aats' xaatgaay* [Iron People]: a study of changing settlement strategies among the Kunghit Haida. British Archaeological Reports International Series 711. 209 pp.

Adams, J. 2008. Cassin's Auklet (*Ptychoramphus aleuticus*). Pp. 205-212 *in* W.D. Shuford et T. Gardali (eds.), California Bird Species of Special Concern: A ranked assessment of species, subspecies, and distinct populations of birds of immediate conservation concern in California. Studies of Western Birds 1, Western Field Ornithologists, Camarillo, California, et California Department of Fish and Game, Sacramento, California.

Adams, J., J.Y. Takekawa et H.R. Carter. 2004. Foraging distance and home range for Cassin's Auklets nesting at two colonies in the California Channel Islands. Condor 106:618-637.

Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaraz, M. Rodríguez-Malagón, F. Méndez-Sánchez, M. Félix-Lizárraga, J.C. Hernández-Montoya, R. González-Gómez, F. Torres-García, J.M. Barredo-Barberena et M. Latofski-Robles. 2011. Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. Pp. 250-258 *in* C.R. Veitch, M.N. Clout et D.R. Towns (eds.). 2011. Island invasives: eradication and management, IUCN, Gland, Switzerland.

Ainley, D.G., R.J. Boekelheide, S.H. Morrell et C.S. Strong. 1990. Cassin's Auklet. Pp. 306-338 *in* D.G. Ainley et R.J. Boekelheide (eds.). Seabirds of the Farallon Islands, Stanford University Press, Stanford, California.

Ainley, D.G., L.B. Spear et S.G. Allen. 1996. Variation in the diet of Cassin's auklet reveals spatial, seasonal, and decadal occurrence patterns of euphausiids off California, USA. Marine Ecology Progress Series 137:1-10.

Ainley, D., et K.D. Hyrenbach. 2010. Top-down and bottom-up factors affecting seabird population trends in the California current system (1985–2006). Progress in Oceanography 84:242-254.

Ainley, D.G., L.B. Spear, C.T. Tynan, J.A. Barth, T.J. Cowles et S.D. Pierce. 2005. Factors affecting occurrence patterns of seabirds in the northern California Current, spring and summer 2000. Deep-Sea Research II, 52:123-143.

Ainley, D., D.A. Manuwal, J. Adams et A.C. Thoresen. 2011. Cassin's Auklet (*Ptychoramphus aleuticus*). *In* A. Poole (ed.). The Birds of North America Online, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. Site Web : http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/050 [consulté en janvier 2013].

American Ornithologists' Union (AOU). 1957. Check-list of North American birds. Fifth edition. American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

Argument, D., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Gestionnaire de la recherche en conservation, Parcs Canada, Skidegate (Colombie-Britannique).

Bailey, E.P., et G.W. Kaiser. 1993. Impacts of introduced predators on nesting seabirds in the northeast Pacific. Pp. 218-226 *in* K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan et D. Siegel-Causey (eds.), The Status, Ecology, and Conservation of Marine Birds of the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON.

Batten, S. D., et H. J. Freeland. 2007. Plankton populations at the bifurcation of the North Pacific Current. Fisheries Oceanography 16:536-546.

Batten, S.D., et D.L. Mackas. 2009. Shortened duration of the annual *Neocalanus plumchrus* biomass peak in the Northeast Pacific. Marine Ecology Progress Series 393:189-198.

Bertazzon, S., P.D. O'Hara, O. Barrett et N. Serra-Sogas. 2014. Geospatial analysis of oil discharges observed by the National Aerial Surveillance Program in the Canadian Pacific Ocean. Applied Geography 52:78-89.

Bertram, D.F., D.L. Mackas et S.M. McKinnell. 2001a. The seasonal cycle revisited: interannual variation and ecosystem consequences. Progress in Oceanography 49:283-307.

Bertram, D.F., A. Harfenist et A. Hedd. 2001b. Comparative reproductive performance and nestling diet of Cassin's Auklet breeding in two distinct oceanographic domains off British Columbia [résumé]. Présenté à la 10e assemblée annuelle de la PICES, Victoria (Colombie-Britannique), 5-13 octobre 2001.

Bertram, D.F., A. Harfenist et B.D. Smith. 2005. Ocean climate and El Niño impacts on survival of Cassin's Auklets from upwelling and downwelling domains of British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62:2841-2853.

Bertram, D.F., A. Harfenist et A. Hedd. 2009. Seabird nestling diets reflect latitudinal temperature-dependent variation in availability of key zooplankton prey populations. Marine Ecology Progress Series 393:199-210.

Blackman, M.B. 1979. Northern Haida land and resource utilization: a preliminary overview. Pp. 43-55 *in* Tales from the Queen Charlotte Islands, Vol. 1, Senior Citizens of the Queen Charlotte Islands, Masset, BC.

Boyd, W.S., L. McFarlane Tranquilla, J.L. Ryder, S.G. Shisko et D.F. Bertram. 2008. Variation in marine distributions of Cassin's Auklets (*Ptychoramphus aleuticus*) breeding at Triangle Island, British Columbia. Auk 125:158-166.

Briggs, K.T., W.B. Tyler, D.B. Lewis et D.R. Carlson. 1987. Bird communities at sea off California: 1975 to 1983. Studies in Avian Biology 11.

British Columbia Conservation Data Centre. 2012. BC Species and Ecosystems Explorer. B.C. Ministry of Environment, Victoria, British Columbia. Site Web : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ [consulté en novembre 2012].

British Columbia Ministry of Environment. 2004. Identified Wildlife Management Strategy. Accounts and Measures for Managing Identified Wildlife: Cassin's Auklet *Ptychoramphus aleuticus*. B. C. Ministry of Environment, Victoria, BC. Site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/documents/Birds/b_cassinsauklet.pdf [consulté en décembre 2012].

Brown, A. 2010. The history of raccoons on East Limestone Island 1990 – 2010. Laskeek Bay Conservation Society, Queen Charlotte, BC.

Brown, A., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Executive Director, Laskeek Bay Conservation Society, Queen Charlotte, BC.

Burger, A.E., et D.W. Powell. 1990. Diving depths and diet of Cassin's Auklet at Reef Island, British Columbia. Canadian Journal of Zoology 68:1572-1577.

Burger, A.E. 1992. The effects of oil pollution on seabirds off the west coast of Vancouver Island. Pp. 120-128 *in* K. Vermeer, R.W. Butler et K.H. Morgan (eds.), The Ecology, Status, and Conservation of Marine and Shoreline Birds on the West Coast of Vancouver Island. Canadian Wildlife Service Occasional Paper No. 75, Delta, BC.

Burger, A.E., et D.M. Fry. 1993. Effects of oil pollution on seabirds in the northeast Pacific. Pp. 254-263 *in* K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan et D. Siegel-Causey (eds.), The Status, Ecology, and Conservation of Marine Birds of the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON.

Byrd, G.V., H.M. Renner et M. Renner. 2005. Distribution patterns and population trends of breeding seabirds in the Aleutian Islands. Fisheries Oceanography 14 (Suppl. 1):139-159.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990. The Birds of British Columbia. Volume II. Nonpasserines. Diurnal Birds of Prey through Woodpeckers. Royal British Columbia Museum/Canadian Wildlife Service, Victoria, British Columbia. 636 pp.

Camphuysen, C.J. 2007. Chronic oil pollution in Europe, a status report. Royal Netherlands Institute for Sea Research. Rapport demandé par le Fonds international pour la protection des animaux, Bruxelles. Site Web : http://www.ifaw.org/sites/default/files/Chronic%20oil%20pollution%20in%20Europe.pdf

Carter, H.R., G.J. McChesney, D.L. Jaques, C.S. Strong, M.W. Parker, J.E. Takekawa, D. L. Jory et D.L. Whitworth. 1992. Breeding populations of seabirds in California, 1989-1991. Vol. 1-population estimates. U.S. Fish and Wildlife Service, Dixon, CA.

Carter, H.R., A.E. Burger, P.V. Clarkson, Y. Zharikov, M.S. Rodway, S.G. Sealy, R.W. Campbell et D.F. Hatler. 2012. Historical colony status and recent extirpations of burrow-nesting seabirds at Seabird Rocks, British Columbia. Wildlife Afield 9:13-48.

Cunha, M.J. 2010. Breeding status of Cassin's auklet (*Ptychoramphus aleuticus*) and Rhinoceros auklet (*Cerorhinca monocerata*) on Castle Rock National Wildlife Refuge, Del Norte County, California. Mémoire de maîtrise, Humboldt State University, Arcata (Californie).

CWS. 2012. British Columbia Seabird Colony Inventory: Digital dataset. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, BC.

Davies, W.E., J.M. Hipfner, K.A. Hobson et Y.C. Ydenberg. 2009. Seabird seasonal trophodynamics: isotopic patterns in a community of Pacific alcids. Marine Ecology Progress Series 382:211-219.

DeGange, A.R., R.H. Day, J.E. Takekawa et V.M. Mendenhall. 1993. Losses of seabirds in gill nets in the North Pacific. Pp. 204-211 *in* K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan et D. Siegel-Causey (eds.), The Status, Ecology, and Conservation of Marine Birds of the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON.

DFO. 2012. Canada's State of the Oceans Report, 2012. Fisheries and Oceans Canada. Site Web : http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/coe-cde/soto/documents/dfo_soto/english/index-eng.htm [consulté en janvier 2013]. (Également disponible en français : MPO. 2012. Rapport du Canada sur l'état des océans, 2012. Pêches et Océans Canada. Site Web : http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/coe-cde/soto/report-rapport-2012/index-fra.asp.)

DFO. 2013. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Euphausiids, January 1, 2013 to December 31, 2017. Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC. (Également disponible en français : MPO. 2013. Plan de gestion intégrée des pêches – Région du Pacifique, Euphausiacés, 1er janvier 2013 au 31 décembre 2017. Pêches et Océans Canada, Nanaimo [Colombie-Britannique].)

Dolphin, W.F., et D. McSweeney. 1983. Incidental ingestion of Cassin's Auklets by Humpback Whales. Auk 100:214.

Doney, S.C., M. Ruckelshaus, J.E. Duffy, J.P. Barry, F.Chan, C.A. English, H.M. Galindo, J.M. Grebmeier, A.B. Hollowed, N. Knowlton, J. Polovina, N.N. Rabalais, W.J. Sydeman et L.D. Talley. 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. Annual Review of Marine Science 4:4.1-4.27.

Drever, M. 2012. Surveys of permanent seabird monitoring plots on Ramsay Island, Gwaii Haanas national Park Reserve and Haida Heritage Site, June 2012. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Drew, G.S., et J.F. Piatt. 2013. North Pacific Pelagic Seabird Database, ver. 2.0 (2013). U.S. Geological Survey – Alaska Science Center and U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska. Site Web : http://alaska.usgs.gov/science/biology/nppsd/index.php.

Ebbert, S.M., A. Sowls et G.V. Byrd. 2007. Alaska's rat spill response program. Managing Vertebrate Invasive Species, Paper 10. Site Web :http://digitalcommons.unl.edu/nwrcinvasive/10 [consulté en janvier 2013].

Elliott, J.E., et D.G. Noble. 1993. Chlorinated hydrocarbon contaminants in marine birds of the temperate North Pacific. Pp. 241-253 *in* K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan et D. Siegel-Causey (eds.). The Status, Ecology, and Conservation of Marine Birds of the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON.

Elliott, J.E., et A.M. Scheuhammer. 1997. Heavy metal and metallothionein concentrations in seabirds from the Pacific coast of Canada. Marine Pollution Bulletin 34:794-801.

Elliott, J.E., P.A. Martin et P.E. Whitehead. 1997. Organochlorine contaminants in seabird eggs from the Queen Charlotte Islands. Pp. 137-146 *in* K. Vermeer et K.H. Morgan (eds.). The Ecology, Status, and Conservation of Marine and Shoreline Birds of the Queen Charlotte Islands. Canadian Wildlife Service Occasional Paper 93, Delta, BC.

Elliott, K.H., A. Shoji, K.L. Campbell et A.J. Gaston. 2010. Oxygen stores and foraging behavior of two sympatric, planktivorous alcids. Aquatic Biology 8:221-235.

Ellis, D.W. 1991. The living resources of the Haida: birds. Manuscrit archivé au Haida Gwaii Museum, Skidegate (Colombie-Britannique).

Environment Canada. 2013. Bird Conservation Strategy for Bird Conservation Region 5: Northern Pacific Rainforest. Canadian Wildlife Service, Delta, BC. Site Web : http://www.ec.gc.ca/mbc-com/DF49C9A5-E2A7-466F-B06C-2DF69B0E0664/BCR-5-PYR-FINAL-Feb-2013.pdf [consulté le 22 mai 2014]. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2013. Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux 5 : Forêt pluviale du Nord du Pacifique. Service canadien de la faune, Delta [Colombie-Britannique]. Site Web : http://www.ec.gc.ca/mbc-com/DF49C9A5-E2A7-466F-B06C-2DF69B0E0664/RCO-5-RPY-FINAL-Feb-2013.pdf.)

Fedje, D.W., R.J. Wigen, Q. Mackie, C.R. Lake et I.D. Sumpter. 2001. Preliminary results from investigations at Kilgii Gwaay: an early Holocene archaeological site on Ellen Island, Haida Gwaii, British Columbia. Canadian Journal of Archaeology 25:98-120.

Fedje, D.W., et R.W. Matthewes (eds.). 2005. Haida Gwaii: human history and environment from the time of loon to the time of the iron people. UBC Press, Vancouver, BC. 426 pp.

Félix-Lizárraga, M., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Coordinadora de Proyecto - Aves Marinas, Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C., Ensenada, Baja California.

Filion, A., comm. pers. 2013. Corresponsance par courriel adressée à A. Harfenist. Décembre 2013. Agent de projets scientifiques et SIG, Service canadien de la faune, Gatineau (Québec).

Francis, R.C., S.R. Hare, A.B. Hollowed et W.S. Wooster. 1998. Effects of interdecadal climate variability on the oceanic ecosystems of the NE Pacific. Fisheries Oceanography 7:1–21. doi: 10.1046/j.1365-2419.1998.00052.x

Fry, D.M., et L.J. Lowenstine. 1985. Pathology of Common Murres and Cassin's Auklets exposed to oil. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 14:725-737.

Gaston, A.J. 1992. Annual survival of breeding Cassin's Auklets in the Queen Charlotte Islands, British Columbia. Condor 94:1019-1021.

Gaston, A.J., et M. Masselink. 1997. The impact of raccoons *Procyon lotor* on breeding seabirds at Englefield Bay, Haida Gwaii, Canada. Bird Conservation International 7:35-51.

Gaston, A.J., et I.L. Jones. 1998. The Auks. Oxford University Press, New York.

Gaston, A.J., D.F. Bertram, A.W. Boyne, J.W. Chardine, G. Davoren, A.W. Diamond, A. Hedd, W.A. Montevecchi, J.M. Hipfner, M.J.F. Lemon, M.L. Mallory, J-F. Rail et G.J. Robertson. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. Environmental Reviews 17:267-286.

Gaston, T., D. Shervill, M. Harrison et S. Wallace. 2011. Seabird surveys in Englefield Bay, 13-18 May 2011. Canadian Wildlife Service, Ottawa.

Gebauer, M. (compiler). 2003. Pacific & Yukon Region Seabird Conservation Plan. Pp. 57-120 *in* Migratory Bird Conservation Plans: Compendium Report. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Golumbia, T.E. 2000. Introduced species management in Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Pp. 327-332 *in* L.M. Darling (ed.), Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Vol. 1, Kamloops, British Columbia. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks et University College of the Cariboo, Victoria et Kamloops, BC.

Guilyardi, E. 2006. El Niño–mean state–seasonal cycle interactions in a multi-model ensemble. Climate Dynamics 26:329-348.

Harfenist, A. 1994. Effects of introduced rats on nesting seabirds of Haida Gwaii. Can. Wildl. Serv. Technical Report Series No. 218. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Harfenist, A., et G.W. Kaiser. 1997. Effects of introduced predators on the nesting seabirds of the Queen Charlotte Islands. Pp. 132-136 *in* K. Vermeer et K.H. Morgan (eds.), The Ecology, Status, and Conservation of Marine and Shoreline Birds of the Queen Charlotte Islands. Canadian Wildlife Service Occasional Paper 93, Delta, BC.

Harfenist, A., K.R. MacDowell, T. Golumbia, G. Schultze et Laskeek Bay Conservation Society. 2000. Monitoring and control of raccoons on seabird colonies in Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Pp. 333-339 *in* L.M. Darling (ed.), Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Vol. 1, Kamloops, British Columbia. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks and University College of the Cariboo, Victoria et Kamloops, BC.

Harfenist, A., N.A. Sloan et P.M. Bartier. 2002. Living marine legacy of Gwaii Haanas. III: Marine bird baseline to 2000 and marine bird-related management issues throughout the Haida Gwaii region. Parks Canada Technical Reports in Ecosystem Science, Queen Charlotte, BC.

Harley, C.D., A. Randall Hughes, K.M. Hultgren, B.G. Miner, C.J. Sorte, C.S. Thornber, L.F. Rodriguez, L. Tomanek et S.L. Williams. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters 9: 228-241.

Hatch, S.A. 2013. Kittiwake diets and chick production signal a 2008 regime shift in the Northeast Pacific. Marine Ecology Progress Series 477:271-284.

Heath, H. 1915. Birds observed on Forrester Island, Alaska, during the summer of 1913. Condor 17:20–41.

Hedd, A., J.L. Ryder, L.L. Cowen et D.F. Bertram. 2002. Inter-annual variation in the diet, provisioning and growth of Cassin's auklet at Triangle Island, British Columbia: responses to variation in ocean climate. Marine Ecology Progress Series 229:221-232.

Hipfner, J.M. 2008. Matches and mismatches? Ocean climate, prey phenology and breeding success in a zooplanktivorous seabird. Marine Ecology Progress Series 368:295-304.

Hipfner, J.M. 2009. Euphausiids in the diet of a North American seabird: annual and seasonal variation and the role of ocean climate. Marine Ecology Progress Series 390:277-289.

Hipfner, M. 2012. Seabird breeding on Triangle Island in 2012: a relatively good year for Cassin's Auklets. Pp. 98-100 *in* J.R. Irvine et W.R. Crawford (eds.), State of the physical biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/072, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo et Sidney, BC.

Hipfner, M., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Chercheur scientifique, Environnement Canada, Delta (Colombie-Britannique).

Hipfner, J.M., K. Charleton et W. Eric Davies. 2004. Rates and consequences of relaying in Cassin's auklets *Ptychoramphus aleuticus* and Rhinoceros auklets *Cerorhinca monocerata* breeding in a seasonal environment. Journal of Avian Biology 35:224-236.

Hipfner, J.M., M.J.F. Lemon et M.S. Rodway. 2010a. Introduced mammals, vegetation changes and seabird conservation on the Scott Islands, British Columbia, Canada. Bird Conservation International 20:295-305.

Hipfner, J.M., L. A. McFarlane-Tranquilla et B. Addison. 2010b. Experimental evidence that both timing and parental quality affect breeding success in a zooplanktivorous seabird. Auk 127:195-203.

Hipfner, J.M., K.A. Hobson et J.E. Elliott. 2011. Ecological factors differentially affect mercury levels in two species of sympatric marine birds of the North Pacific. Science of the Total Environment 409:1328-1335.

Hipfner, J.M., L. Mcfarlane-Tranquilla, B. Addison et K.A. Hobson. 2014. Seasonal variation in the foraging ecology of a zooplanktivorous seabird assessed with stable isotope analysis. Marine Biology Research 10:383-390.

Hodum, P.J., W.J. Sydeman, G.H. Visser et W.W. Weathers. 1998. Energy expenditures and food requirement of Cassin's Auklets provisioning nestlings. Condor 100:546-550.

IPCC. 2007. Climate change 2007: The IPCC fourth assessment report (AR4). The Intergovernmental Panel on Climate Change. Site Web : http://www.ipcc.ch/ [consulté en 2013]. (Également disponible en français : GIEC, 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger, A. (publié sous la direction de~)]. GIEC, Genève, Suisse, 103 p.)

IUCN. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0. International Union for Conservation of Nature, Standards and Petitions Subcommittee. Site Web : http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf.

Irvine, J.R., et W.R. Crawford (eds.). 2012. State of the physical biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/072, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo et Sidney, BC.

Johannessen, D.I., Harris, K.A., Macdonald, J.S., et Ross, P.S. 2007. Marine environmental quality in the North Coast and Queen Charlotte Islands, British Columbia, Canada: A review of contaminant sources, types, and risks. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2717.

Kaiser, G.W., R.H. Taylor, P.D. Buck, J.E. Elliott, G.R. Howald et M.C. Drever. 1997. The Langara Island seabird habitat recovery project: eradication of Norway Rats 1993–1997. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 304. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Keitt, B., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Director of Conservation, Island Conservation, Santa Cruz, CA.

Kenyon, J.K., K.H. Morgan, M.D. Bentley, L.A. McFarlane Tranquilla et K.E. Moore. 2009. Atlas of Pelagic Seabirds off the west coast of Canada and adjacent areas. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 499. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Kocourek, A.L., S.W. Stephensen, K.J. So, A.J. Gladics, and J.Ziegler. 2009. Burrow-nesting seabird census of the Oregon Coast National Wildlife Refuge Complex, June – August 2008. U.S. Fish and Wildlife Service Report, Oregon Coast National Wildlife Refuge Complex, Newport, OR.

Kushlan, J.A., M.J. Steinkamp, K.C. Parsons, J. Capp, M.A. Cruz, M. Coulter, I. Davidson, L. Dickson, N. Edelson, R. Elliot, R.M. Erwin, S. Hatch, S. Kress, R. Milko, S. Miller, K. Mills, R. Paul, R. Phillips, J.E. Saliva, B. Sydeman, J. Trapp, J. Wheeler et K. Wohl. 2002. Waterbird Conservation for the Americas: The North American Waterbird Conservation Plan, Version 1. Waterbird Conservation for the Americas, Washington, D.C.

Kwakwaka'wakw. 2012. Wikipedia, the Free Encyclopedia. Site Web : http://en.wikipedia.org/wiki/Kwakwaka'wakw [consulté le 21 décembre 2012].

Latif, M., et T.P. Barnett. 1996. Decadal climate variability over the North Pacific and North America: dynamics and predictability. Journal of Climate 9:2407–2423.

Lee, D.E., N. Nur et W.J. Sydeman. 2007. Climate and demography of the planktivorous Cassin's Auklet *Ptychoramphus aleuticus* off northern California: implications for population change. Journal of Animal Ecology 76:337-347.

Lee, D.E., P.M. Warzybok et R.W. Bradley. 2012. Recruitment of Cassin's Auklet (*Ptychoramphus aleuticus*): individual age and parental age effects. Auk 129:1-9.

Legaard, K.R., et A.C. Thomas. 2006. Spatial patterns in seasonal and interannual variability of chlorophyll and sea surface temperature in the California Current. Journal of Geophysical Research—Oceans 111:C06032.

Lemon, M., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier et juin 2013. Technicienne de recherches – oiseaux de mer, Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique).

Lerner, J. (ed.). 2011. Climate Change Adaptation in Clayoquot Sound: Ahousaht, Hesquiaht, and Tla-o-qui-aht Community-based Climate Change Adaptation Plan, Phase II Report. Rapport rédigé par Equilibrio et Ecotrust Canada pour la Première Nation Hesquiaht, Tofino, BC. Site Web : http://www.cakex.org/sites/default/files/project/documents/ClayoquotClimAdapt%20-%20Phase%20II%20-%20Full%20Report.pdf [consulté en décembre 2012].

Lovvorn, J.R. 2010. Modeling profitability for the smallest marine endotherms: auklets foraging within pelagic prey patches. Aquatic Biology 8:203-219.

Lucas, B.G., S. Verrin et R. Brown (eds.). 2007. Ecosystem overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2667.

Mackas, D.L., R.E. Thomson et M. Galbraith. 2001. Changes in the zooplankton community of the British Columbia continental margin, 1985–1999, and their covariation with oceanographic conditions. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:685–702.

Mantua, N.J., et S.R. Hare. 2002. The Pacific Decadal Oscillation. Journal of Oceanography 58:35-44.

Mackas, D.L., W.T. Peterson, M.D. Ohman et B.E. Lavaniegos. 2006. Zooplankton anomaly in the California Current system before and during the warm ocean conditions of 2005. Geophysical Research Letters 33:L22S07, doi:10.1029/2006GL027930.

Mackas, D.L., S. Batten et M. Trudel. 2007. Effects on zooplankton of a warmer ocean: recent evidence from the Northeast pacific. Progress in Oceanography 75:223-252.

Mackas, D.L., M. Galbraith et K. Young. 2012. Zooplankton along the BC continental margin: a near –average year. Pp. 43-46 *in* J.R. Irvine et W.R. Crawford (eds.), State of the physical biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/072, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo et Sidney, BC.

Manuwal, D.A. 1974. Effects of territoriality on breeding in a population of Cassin's Auklet. Ecology 55:1399-1406.

Manuwal, D.A. 1978. Criteria for aging Cassin's Auklets. Bird-Banding 49:157-161.

McChesney, G.J., et B.R. Tershy. 1998. History and status of introduced mammals and impacts to breeding seabirds on the California Channel and Northwestern Baja California Islands. Colonial Waterbirds 21:335–347.

McFarlaneTranquilla, L., K. Truman, D. Johannessen et T. Hooper. 2007. Marine Birds. Apendix K, Ecosystem Overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2667.

McGowan, J.A., D.R. Cayan et L.M. Dorman. 1998. Climate-ocean variability and ecosystem response in the northeast Pacific. Science 281:210– 217.

McGowan, J.A., S.J. Bograd, R.J. Lynn et A.J. Miller. 2003. The biological response to the 1977 regime shift in the California Current. Deep-Sea Research II, 50:2567-2582.

McKibbin, R. 2013a. Cassin's Auklet – Non-breeding Season. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

McKibbin, R. 2013b. Cassin's Auklet – Breeding Season. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Meehan, R., V. Byrd, G. Divoky et J. Piatt. 1999. Implications of climate change for Alaska's Seabirds. Pp. 75-89 *in* G. Weller et P.A. Anderson (eds.), Proceedings of a Workshop on Assessing the Consequences of Climate Change for Alaska and the Bering Sea Region, Fairbanks, Alaska. Center for Global Change and Arctic System Research, Fairbanks, AK.

Milko, R., L. Dickson, R. Elliot et G. Donaldson. 2003. Wings Over Water – Canada's Waterbird Conservation Plan. Canadian Wildlife Service, Ottawa, ON. (Également disponible en français : Milko, R., L. Dickson, R. Elliot et G. Donaldson. 2003. Envolées d'oiseaux aquatiques - Plan de conservation des oiseaux aquatiques du Canada. Service canadien de la faune, Ottawa [Ontario].)

Morbey, Y.E. 1996. The abundance and effects of ticks (*Ixodes uriae*) on nestling Cassin's Auklets (*Ptychoramphus aleuticus*) at Triangle Island, British Columbia. Canadian Journal of Zoology 74:1585-1589.

Morgan, K.H., K. Vermeer et R.W. McKelvey. 1991. Atlas of Pelagic Birds of Western Canada. Canadian Wildlife Service Occasional Paper 72, Delta, BC.

Morgan, L., S. Maxwell, F. Tsao, T.A.C. Wilkinson et P. Etnoyer. 2005. Marine Priority Conservation Areas: Baja California to the Bering Sea. Commission for Environmental Cooperation of North America and the Marine Conservation Biology Institute, Montreal, QC.

Morrison, K.W., J.M. Hipfner, G.S. Blackburn et D.J. Green. 2011. Effects of extreme climate events on adult survival in three Pacific auks. Auk 128:707-715.

Moss, M.L. 2007. Haida and Tlingit use of seabirds from the Forrester Islands, southeast Alaska. Journal of Ethnobiology 27:28-45.

National Energy Board. 2013. Trans Mountain Pipeline ULC – Firm Service Application (RH-2-2011). Site Web : http://www.neb-one.gc.ca/clf-nsi/archives/rthnb/pplctnsbfrthnb/pplctnsbfrthnbrchv/trnsmntnfrmsrvc_rh_02_2011/trnsmntnfrmsrvc_rh_02_2011-eng.html [consulté le 25 avril 2014]. (Également disponible en français : Office national de l'énergie. 2013. Trans Mountain Pipeline ULC - Demande de service garanti (RH-2-2011). Site Web : http://www.neb-one.gc.ca/pplctnflng/mjrpp/archive/frmsrvc/frmsrvc-fra.html.)

National Energy Board et Canadian Environmental Assessment Agency. 2013. Enbridge Northern Gateway Project Joint Review Panel. Site Web : http://gatewaypanel.review-examen.gc.ca/clf-nsi/bts/prjct-eng.html [consulté le 22 décembre 2011].(Également disponible en français : Office national de l'énergie et Agence canadienne d'évaluation environnementale. 2013. Commission d'examen conjoint du projet Enbridge Northern Gateway. Site Web : http://gatewaypanel.review-examen.gc.ca/clf-nsi/bts/prjct-fra.html.)

National Research Council. 2003. Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects. Ocean Studies Board, Marine Board, Divisions of Earth and Life Studies, and Transportation Research Board of the National Research Council of the National Academies. National Academies Press, Washington, DC.

NatureServe. 2012. Cassin's Auklet. NatureServe Explorer. Site Web : http://www.natureserve.org/explorer/ [consulté en décembre 2012].

Naughton, M.B., D.S. Pitkin, R.W. Lowe, K.J. So et C.S. Strong. 2007. Catalog of Oregon Seabird Colonies. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Technical Publication BTP-R1009-2007.

Nelson, D.A. 1981. Sexual differences in measurements of Cassin's Auklet. Journal of Field Ornithology Summer 1981:233-234.

Nelson, D.A. 1989. Gull predation on Cassin's Auklet varies with lunar cycle. Auk 106:495-497.

Nur, N., J. Jahncke, M.P. Herzog, J. Howar, K.D. Hyrenbach, J.E. Zamon, D.G. Ainley, J.A. Wiens, K. Morgan, L.T. Ballance et D. Stralberg. 2011a. Where the wild things are: predicting hotspots of seabird aggregations in the California Current System. Ecological Applications 21:2241-2257.

Nur, N., D.E. Lee, R.W. Bradley, P.M. Warzybok et J. Jahncke. 2011b. Population Viability Analysis of Cassin's Auklets on the Farallon Islands in relation to environmental variability and management actions. PRBO Contribution Number 1793, PRBO Conservation Science, Petaluma, California. National Fish and Wildlife Foundation et U.S. Fish and Wildlife Service.

O'Hara, P.D., P. Davidson et A. Burger. 2009. Aerial surveillance and oil spill impacts based on beached bird survey data collected in southern British Columnbia. Marine Ornithology 37:61-65.

O'Hara, P.D., N. Serra-Sogas, R. Canessa, P. Keller et R. Pelot. 2013. Estimating discharge rates of oily wastes and deterrence based on aerial surveillance data collected in western Canadian marine waters. Marine Pollution Bulletin 69:157-64.

Page, G.W., H.R. Carter et R.G. Ford. 1990. Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 *Apex Houston* oil spill in central California. Studies in Avian Biology 14:164–174.

Pirie-Hay, D. 2011. Birds identified in pre-historic surface remains collected at the Unangas village site at Imuqudaagis (Witchcraft Point), Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska. Mémoire de baccalauréat, Memorial University of Newfoundland, St. John's, NL.

Porcasi, J.F. 1999. Prehistoric bird remains from the southern Channel Islands. Coast Archaeological Society Quarterly, Pacific Coast Archaeological Society, Costa Mesa, California.

Pyle, P. 2001. Age at first breeding and natal dispersal in a declining population of Cassin's Auklet. Auk 118:996-1007.

Pyle, P., W. J. Sydeman et M. Hester. 2001. Effects of age, breeding experience, mate fidelity and site fidelity on breeding performance in a declining population of Cassin's auklets. Journal of Animal Ecology 70:1088-1097.

Regehr, H.M., M.S. Rodway, M.J.F. Lemon et J.M. Hipfner. 2007. Recovery of the Ancient Murrelet Synthliboramphus antiquus colony on Langara Island, British Columbia, following eradication of invasive rats. Marine Ornithology 35:137-144.

Renner, M., G.L. Hunt, Jr, J.F. Piatt et G.V. Byrd. 2008. Seasonal and distributional patterns of seabirds along the Aleutian Archipelago. Marine Ecology Progress Series 357:301-311.

Rodway, M.S. 1991. Status and conservation of breeding seabirds in British Columbia. Pp. 43-102 *in* J.P. Croxall (ed.), Seabird Status and Conservation: a supplement, International Council for Bird Protection Technical Publication 11, Cambridge, UK.

Rodway, M.S. et M.J.F. Lemon. 1990. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #5 – west coast Vancouver Island. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 94. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S. et M.J.F. Lemon. 1991a. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #7 – northern mainland coast. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 121. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S. et M.J.F. Lemon. 1991b. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #8 – Queen Charlotte Strait and Johnstone Strait. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 123. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S., M.J.F. Lemon et G.W. Kaiser. 1988. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report 1 – east coast Moresby Island. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 276. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S., M.J.F. Lemon et G.W. Kaiser. 1990a. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #2 – west coast Moresby Island. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 163. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S., M.J.F. Lemon et K. R. Summers. 1990b. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #4 – Scott Islands. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 86. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S., M.J.F. Lemon et G.W. Kaiser. 1994. British Columbia Seabird Colony Inventory: Report #6 – major colonies on the west coast of Graham Island. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 95. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Rodway, M.S., et M.J.F. Lemon. 2011. Use of permanent plots to monitor trends in burrow-nesting seabird populations in British Columbia. Marine Ornithology 39:243-253.

Ronconi, R. A., et J.M. Hipfner. 2009. Egg neglect under risk of predation in Cassin's Auklet (*Ptychoramphus aleuticus*). Canadian Journal of Zoology 87:415-421.

Sanger, G.A. 1987. Trophic levels and trophic relationships of seabirds in the Gulf of Alaska. Pp. 229-257 *in* J.P Croxall (ed.), Seabirds: Feeding Ecology and Role in Marine Ecosystems, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Santora, J.A., S. Ralston et W.J. Sydeman. 2011. Spatial organization of krill and seabirds in the central California Current. ICES Journal of Marine Science 68:1391-1402.

Sloan, N. A. (ed.). 2007. Gwaii Haanas National Park Reserve and Haida Heritage Site 2007 State of the Protected Area Report. Parks Canada Agency, Skidegate, BC.

Smith, J.L., et K.H. Morgan. 2005. An Assessment of Seabird Bycatch in Longline and Net Fisheries in British Columbia. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 401. Canadian Wildlife Service, Delta, BC.

Speich, S.M., et T.R. Wahl. 1989. Catalog of Washington seabird colonies. U.S. Fish Wildl. Ser. Biol. Rep. 88. U.S. Fish and Wildlife Service et Minerals Management Service, Portland, OR.

Springer, A.M., A.Y. Kondratyev, H. Ogi, Y.V. Shibaev et G.B. van Vliet. 1993. Pp. 187-201 *in* K. Vermeer, K.T. Briggs, K.H. Morgan et D. Siegel-Causey (eds.), The Status, Ecology, and Conservation of Marine Birds of the North Pacific. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, ON.

Stefanyk, L., comm. pers. 2013. Conversation téléphonqiue avec A. Harfenist. Janvier 2013. Haida Gwaii Area Supervisor, BC Parks, Tlell, BC.

Stewart, F., et K. Stewart. 1996. The Boardwalk and Grassy Bay Sites: Patterns of Seasonality and Subsistence on the Northern Northwest Coast. Canadian Journal of Archaeology 20:39-60.

Sydeman, W.J., M.M. Hester, J.A. Thayer, F. Gress, P. Martin et J. Buffa. 2001. Climate change, reproductive performance and diet composition of marine birds in the southern California Current system, 1969-1997. Progress in Oceanography 49:309-329.

Sydeman, W.J., R.W. Bradley, P. Warzybok, C.L. Abraham, J. Jahncke, K.D. Hyrenbach, V. Kousky, J.M. Hipfner et M.D. Ohman. 2006. Planktivorous auklet *Ptychoramphus aleuticus* responses to ocean climate, 2005: Unusual atmospheric blocking? Geophysical Research Letters, 33, L22S09, doi:10.1029/2006GL026736.

Sydeman, W.J., K.L. Mills, J.A. Santora, S.A. Thompson, D.F. Bertram, K.H. Morgan, J.M. Hipfner, B.K. Wells et S.G. Wolf. 2009. Seabirds and climate in the California Current – a synthesis of change. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report 50:82-104.

Sydeman, W.J., S.A. Thompson, J.A. Santora, M.F. Henry, K.H. Morgan et S.D. Batten. 2010. Macro-ecology of plankton-seabird associations in the North Pacific Ocean. Journal of Plankton Research 32:1697-1713.

Sydeman, W.J., M. Losekoot, J.A. Santora, S.A. Thompson, K.H. Morgan, T. Distler, A. Weinstein, M.A. Smith, N. Walker, C. Free et M. Kirchhoff. 2012. Hotspots of seabird abundance in the California Current: implications for Important Bird Areas. Farallon Institute. Site Web : http://www.faralloninstitute.org/Publications/SydemanEtal2012AudubonReport.pdf [consulté en décembre 2012].

Szpaka, P., T.J. Orchard et D.R. Gröckec. 2009. A Late Holocene vertebrate food web from southern Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands, British Columbia). Journal of Archaeological Science 36:2734-2741.

Tanasichuk, R.W. 1998. Interannual variations in the population biology and productivity of *Thysanoessa spinifera* in Barkley Sound, Canada, with special reference to the 1992 and 1993 warm ocean years. Marine Ecology Progress Series 173:181-195.

Taylor, R.H. 1984. Distribution and interactions of introduced rodents and carnivores in New Zealand. Acta Zoologica 172:103-105.

Thompson, S.A., W.J. Sydeman, J.A. Santora, K.H. Morgan, W. Crawford et M.T. Burrows. 2012. Phenology of pelagic seabird abundance relative to marine climate change in the Alaska Gyre. Marine Ecology Progress Series 454:150-170.

Thomson, R.E. 1981. Oceanography of the British Columbia coast. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 56, Ottawa, ON. (Également disponible en français : Thomson, R.E. 1984. Océanographie de la cote de la Colombie-Britannique. Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, 56, Ottawa [Ontario].)

USFWS. 2006. Cassin's Auklet. Alaska Seabird Information Series, U.S. Fish and Wildlife Service, Migr. Bird Manage., Nongame Program, Anchorage, Alaska. Site Web : http://alaska.fws.gov/mbsp/mbm/seabirds/species.htm [consulté en janvier 2013].

USFWS. 2013. Alaska Seabird Colony Database. Digital database, U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, AK.

Vermeer, K. 1985. A five-year summary (1978-1982) of the nestling diet of Cassin's Auklets in British Columbia. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences 56:1-15.

Vermeer, K., et M. Lemon. 1986. Nesting habits and habitatsof Ancient Murrelets and Cassin's Auklets in the Queen Charlotte Islands, British Columbia. Murrelet 67:33-44.

Vermeer, K., R.A. Vermeer, K.R. Summers et R.R. Billings. 1979. Numbers and habitat selection of Cassin's Auklet breeding on Triangle Island, British Columbia. Auk 96:143-151.

Vermeer, K., J.D. Fulton et S.G. Sealy. 1985. Differential use of zooplankton prey by Ancient murrelets and Cassin's auklets in the Queen Charlotte Islands. Journal of Plankton Research 7:443-459.

Vermeer, K., A. Harfenist, G.W. Kaiser et D.N. Nettleship. 1997. The reproductive biology, status, and conservation of seabirds breeding in the Queen Charlotte Islands: a summary. Pp. 58-77 *in* K. Vermeer et K.H. Morgan (eds.), The Ecology, Status, and Conservation of Marine and Shoreline Birds of the Queen Charlotte Islands. Canadian Wildlife Service Occasional Paper 93, Delta, BC.

Wallace, S.J., Wolf, S.G., Bradley, R.W., Harvey, A.L. et V.L. Friesen. Sous presse. The influence of biogeographic barriers on the population genetic structure and gene flow in a coastal Pacific seabird. Journal of Biogeography.

Warzybok, P.M., et R.W. Bradley. 2011. Status of Seabirds on Southeast Farallon Island during the 2011 Breeding Season. Rapport inédit présenté au Fish and Wildlife Service des États-Unis. PRBO Conservation Science, Petaluma, California. PRBO Contribution Number 1836.

Whitworth, D.L., H.R. Carter et F. Gress. 2012. Responses by Breeding Xantus's Murrelets Eight Years after Eradication of Black Rats from Anacapa Island, California. Rapport inédit, California Institute of Environmental Studies, Davis, California (rédigé pour l'American Trader Trustee Council et le Channel Islands National Park). 79 p.

Wigen, R., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Department of Anthropology, University of Victoria, Victoria, BC.

Wilson, L., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à A. Harfenist. Janvier 2013. Biologiste de la faune, Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique).

Wolf, S., B. Keitt, A. Aguirre-Muñoz, B. Tershy, E. Palacios et D. Croll. 2006. Transboundary seabird conservation in an important North American marine ecoregion. Environmental Conservation 33:294-305.

Wolf, S.G., W.J. Sydeman, J.M. Hipfner, C.L. Abraham, B.R. Tershy et D.A. Croll. 2009. Range-wide reproductive consequences of ocean climate variability for the seabird Cassin's Auklet. Ecology 90:742-753.

Wolf, S.G., M.A. Snyder, W.J. Sydeman, D.F. Doak et D.A. Croll. 2010. Predicting population consequences of ocean climate change for an ecosystem sentinel, the seabird Cassin's auklet. Global Change Biology 16:1923-1935.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Anne Harfenist est une biologiste qui détient une maîtrise ès sciences (M.Sc.) en écologie comportementale de l'Université Simon Fraser, et un baccalauréat ès sciences (B.Sc.) en zoologie de l'Université Western Ontario. Elle a plus de 30 années d'expérience de travail sur les oiseaux de mer et d'eau douce en tant que consultante indépendante et biologiste au Service canadien de la faune. Au cours des 22 dernières années, elle a travaillé sur des oiseaux de mer du Pacifique, dont le Starique de Cassin. Ses travaux de recherche concernant le Starique de Cassin comprennent des études sur le régime alimentaire, la reproduction et la survie.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée pour ce rapport.

Annexe 1. Annexe 1. Nombre estimé de nicheurs aux colonies canadiennes connues. Les estimations sont fondées sur les résultats des derniers relevés réalisés aux sites concernés. Sources des données : Rodway *et al.*, 1988, 1990a, b, 1994; Rodway et Lemon, 1990, 1991a, b; Harfenist, 1994; Gaston et Masselink, 1997; Regehr *et al.*, 2007; Carter *et al.*, 2012; M. Lemon, comm. pers.

Localité [1]	Nombre estimé de nicheurs	Année de relevé	Type de relevé [2]
HAIDA GWAII			
Cap Kuper	240	1986	D
Île Agglomerate	400	1884	E – nidification présumée
Île Alder	6 348 ± 1 856	1985	T
Île Carswell	360	1986	E – nidification présumée
Île Charles	0	1993	T
Île Copper Est	21 200	2003	T
Île Cox	0	1981	T
Île Frederick	179 704 ± 6 338	1980	T
Île George	8 600	1996	T
Île Gordon	1 040	1993	DP
Île Helgesen	400	1993	T
Île Hippa	25 080 ± 6 314	1983	T
Île Hotspring	20	1986	E – nidification présumée
Île House	80	1984	E – nidification présumée
Île Howay	500	1985	E – nidification présumée
Île Jeffrey	5 346 ± 4 272	1985	T
Île Langara	24	2004	D
Île Lihou	26 208	1993	T
Île Limestone Est	80	1983	D – taux d'occupation non déterminé
Île Lost	420	1983	D – taux d'occupation non déterminé
Île Low	60	1983	D – taux d'occupation non déterminé
Île Luxmoore	760	1986	T – taux d'occupation non déterminé
Île Marble	10 000	1977	E
Île Murchison	100	1984	E
Île Ramsay	25 774 ± 5 542	1984	T
Île Rankine (est)	7 956 ± 3 598	1985	T – taux d'occupation non déterminé
Île Rankine (ouest)	27 734 ± 7 490	2000	T
Île Reef	3 400	1983	E
Île Rogers	80	1986	E – nidification présumée
Île Saunders	0	1993	DP

Localité [1]	Nombre estimé de nicheurs	Année de relevé	Type de relevé [2]
Île Skincuttle	1 860 ± 760	1985	T – taux d'occupation non déterminé
Île Solide	1 900	1977	E
Île St. James	0	1986	DP
Île Titul	340	1983	D – taux d'occupation non déterminé
Île Willie	340	1986	E – nidification présumée
Îles Bolkus	1 920	1985	D – taux d'occupation non déterminé [3]
Îles Kerouard	155 870 ± 17 932	1986	T – taux d'occupation non déterminé
Îles Skedans	206	1983	D
Îles Tar	240	1985	E – nidification présumée
Îlot Barry	200	1977	E
Îlot Between	200	1977	E – nidification présumée
Îlot Lepas	400	1977	E
Îlot Rock	10 200	1985	T – taux d'occupation non déterminé
Îlots Kawas	400	1985	E
Îlots Kiokathli	600	1977	E
Îlots Moresby	160	1986	E
Îlots Tian	200	1986	E
S'Gaang Gwaii	49 474 ± 7 680	1985	T
PORTION NORD DE LA CÔTE CONTINENTALE			
Île Byers	37 612 ± 8 566	1988	T
Île Conroy	900	1988	E – nidification présumée
Île Egg	10	1988	D – nidification présumée
Îles Glide	non disponible		
Îles Harvey	1 880	1988	E – nidification présumée
Îles McKenney	80	1988	E – nidification présumée
Îles Moore	800	1988	E – nidification présumée
Îlots Sinnett	4 252 ± 2 424	1988	T – taux d'occupation non déterminé
ÎLE DE VANCOUVER			
Île Beresford	132 134 ± 21 394	1987	T
Île Bright	7 398 ± 2 212	1987	T – taux d'occupation non déterminé
Île Cleland	1 610 ± 610	1988	T – taux d'occupation non déterminé
Île Cox	0	1987	DP
Île Herbert	4 358 ± 1 702	1987	T – taux d'occupation non déterminé
Île Lanz	0	1987	DP
Île Sartine	751 804 ± 53 194	1987	T
Île Solander	67 772 ± 8 642	1989	T

Localité [1]	Nombre estimé de nicheurs	Année de relevé	Type de relevé [2]
Île Triangle	1 095 274 ± 51 496	1989	D (les résultats de 1989 sont utilisés ici parce que ce fut la dernière année où un dénombrement complet a été effectué)
Îles Storm	600	1987	E – nidification présumée
Îlots Reid	526 ± 364	1987	T – taux d'occupation non déterminé
Îlots Tree	500	1986	E
Rochers Seabird	0	2011	D

[1] Les localités comprennent des localités historiques, soit des îles ayant abrité une colonie dans le passé seulement.

[2] D = dénombrement complet; DP = dénombrement partiel; T = transects; E = estimation sans méthode normalisée.

[3] Pour les sites où le taux d'occupation n'a pas été déterminé, le taux d'occupation médian pour la Colombie-Britannique (75 %) a été utilisé afin de calculer la population, à l'exception de l'île Ramsay Est, pour laquelle le taux d'occupation de l'île Ramsay Ouest a été utilisé.

Annexe 2. Tableau d'évaluation des menaces pour le Starique de Cassin. Évaluation réalisée par Ruben Boles, Alan Burger, Dave Fraser, Anne Harfenist, Ken Morgan, Jon McCracken, Julie Perrault et Mary Sabine le 25 juin 2014. Les cases associées aux menaces jugées non pertinentes pour l'espèce sont laissées vides.

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	2	0
D	Faible	2	5
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Moyen

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines						
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Certaines zones abritant des colonies sont utilisées pour le camping; des camps de pêche pourraient avoir un impact négatif sur l'habitat.
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Les installations et leurs effets secondaires empiètent de façon seulement limitée sur la répartition des Stariques de Cassin juvéniles.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Inconnu	Restreinte - petite (1-30 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier		Non calculé (en dehors du cadre temporel de l'évaluation)	Inconnue	Inconnue	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans)	Les activités de développement pétrolier et gazier extracôtier pourraient être importantes.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						La contamination due aux résidus miniers est traitée à la section 9.2
3.3	Énergie renouvelable		Inconnu	Restreinte - petite (1-30 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans)	Les impacts des éoliennes en mer sont inconnus, mais devraient consister davantage en des perturbations qu'en une mortalité directe, laquelle devrait être faible. Les parcs d'éoliennes ne devraient presque certainement pas toucher plus de 30 % de la population; la portée et la gravité de cette menace dépendront des emplacements des éoliennes.
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace courante)	
4.1	Routes et voies ferrées						
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace courante)	Cette section concerne les menaces non quantifiées que sont les perturbations par les bateaux et les collisions avec ces derniers, notamment dues aux lumières des bateaux qui attirent les oiseaux la nuit. Les effets des perturbations devraient être plus importants que la mortalité directe due aux collisions. Cette menace courante ne devrait pas dépasser le seuil de gravité de 1 % aux niveaux actuels de trafic maritime. Cependant, on prévoit que le transport maritime va augmenter dans la zone côtière de la Colombie-Britannique, et les impacts sur la population de Stariques de Cassin dépendront des endroits précis de cette augmentation. La contamination due au mazoutage chronique, aux déversements catastrophiques d'hydrocarbures et à la pollution industrielle est traitée aux sections 9.2 et 9.5. Cumulativement, les perturbations, les collisions et la contamination par les hydrocarbures et d'autres polluants pourraient avoir une forte incidence sur les populations de Stariques de Cassin.
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Grande - restreinte (11-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	La fréquence des récoltes d'oiseaux et d'œufs par les Premières Nations est inconnue, mais cette menace n'est probablement pas importante à l'échelle de la population de l'espèce.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						La cueillette de plantes par les Premières Nations peut avoir une incidence sur les terriers des oiseaux; cette menace n'a pas été cotée ici parce qu'elle est considérée comme moins que « négligeable ».
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans)	Presque toutes les îles abritant une colonie en Colombie-Britannique sont protégées contre l'exploitation forestière; la récupération de grumes sur les rivages durant la période de nidification demeure une menace. Avec les changements climatiques, des îles actuellement non protégées pourraient être colonisées (cela pourrait arriver d'ici 20 ans).
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques		Négligeable	Grande - restreinte (11-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Les taux de prises accessoires dans les filets sont probablement faibles (selon le peu d'information dont on dispose); le chevauchement spatial avec la pêche d'euphausiacés est minime.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Des activités récréatives pourraient déranger certaines colonies.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Les travaux de recherche et les activités associées impliquant la présence de personnes dans les îles abritant une colonie ont une incidence sur la population. Des projets de recherche ont causé la mort de nicheurs et une réduction du succès reproducteur; la possibilité d'endommager un petit nombre de terriers existe.
7	Modifications des systèmes naturels	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace courante)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace courante)	Cette section comprend les modifications de la végétation et des sols dues aux cerfs, aux lapins et aux plantes non indigènes, dont la gravité est cependant inconnue. Les modifications de la végétation indigène (p. ex. prolifération de la ronce remarquable) et les impacts des sécheresses sont aussi pris en compte ici. La menace des changements climatiques est traitée à la section 11.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	CD	Moyen - faible	Restreinte - petite (1-30 %)	Extrême - élevée (31-100 %)	Élevée (menace courante)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moyen - faible	Restreinte - petite (1-30 %)	Extrême - élevée (31-100 %)	Élevée (menace courante)	La prédation par les rats, les ratons laveurs et les visons constitue une menace; les impacts des cerfs et des lapins sont inconnus.
8.2	Espèces indigènes problématiques						La prédation par les loutres, les pygargues, les faucons pèlerins et les laridés a une incidence sur les populations, mais on ne considère pas que ces espèces constituent un problème.
8.3	Matériel génétique introduit						
9	Pollution	BD	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (menace courante)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires	BD	Élevé - faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (menace courante)	Les déversements d'hydrocarbures catastrophiques ou chroniques sont pris en compte ici (les effets directs du transport maritime sont traités à la section 4.3). Les oiseaux sont vulnérables si des hydrocarbures sont présents dans leur environnement. Le degré de menace dépend du moment et de l'endroit des déversements catastrophiques : il peut y avoir des impacts importants à l'échelle de la population. Les impacts réels sont grandement sous-estimés du fait que de nombreux oiseaux de petite taille touchés par des hydrocarbures coulent et ne sont jamais retrouvés. L'augmentation prévue du transport maritime dans les eaux de Colombie-Britannique accroîtra grandement cette menace. À noter que sous « Immédiateté », l'indication que la menace est « courante » est fondée sur la menace de mazoutage chronique plutôt que catastrophique.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.4	Déchets solides et ordures		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace courante)	Selon de l'information concernant d'autres espèces d'oiseaux de mer plongeurs, il est possible que les Stariques de Cassin soient affectés par la pollution du milieu marin par des plastiques. Les effets des plastiques à l'échelle des populations sont inconnus, mais les populations de Stariques de Cassin ne devraient pas être affectées par cette menace.
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (menace courante)	Les effets des concentrations de contaminants rapportées en Amérique du Nord sont inconnus.
9.6	Apports excessifs d'énergie						Les effets du bruit et de la lumière associés aux activités de pêche et de transport maritime sont pris en compte à la section 4.3.
10	Phénomènes géologiques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Un tsunami pourrait avoir un impact important, mais la probabilité qu'il en survienne un dans l'aire de répartition du Starique de Cassin est inconnue.
10.3	Avalanches et glissements de terrain						
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (menace courante)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (menace courante)	Les impacts sur les habitats marin et terrestre sont pris en compte ici; les altérations de l'écosystème marin et les modifications de la végétation à certaines colonies ont été considérés.
11.2	Sécheresses						Les modifications de la végétation dues aux sécheresses sont traitées à la section 7.3.
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations		Non calculé (en dehors du cadre temporel de l'évaluation)	Inconnue	Inconnue	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans)	Les tempêtes et les inondations peuvent nuire à l'alimentation et détériorer des terriers.